

Havforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 44 1994

Kertinge Nor/Kerte- minde Fjord – status og udvikling



Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Om Hav90 forskningsprogrammet

Hav90 forskningsprogrammet skal

- bidrage til at evaluere effekterne af den iværksatte Vandmiljøplan,
- styrke beslutningsgrundlaget for de forholdsregler, der skal tages i fremtiden for at imødegå stigende eutrofiering – og dermed beskytte havmiljøet omkring Danmark.

Denne rapport er én af ca. 55 rapporter, der udsendes som et resultat af Hav90 forskningsprogrammet. Med Miljøstyrelsen som ansvarlig for programmets gennemførsel, er der sat omkring 65 Hav90 projekter i gang ved 15-20 institutioner.

I forbindelse med Folketingets vedtagelse af Vandmiljøplanen i 1987 blev det aktuelt at få en bedre forståelse af de fysiske og kemiske processer samt de biologiske effekter i de danske havområder. Endvidere var der behov for undersøgelser af, hvilken påvirkning af havområderne der sker ved tilførsel af næringsstoffer fra atmosfæren og tilstødende udenlandske farvande. Herudover blev det fundet hensigtsmæssigt at udvikle modeller til beskrivelse af vand- og stoftransporten samt stofomsætningen i de danske farvande.

Med henblik på at skaffe en større viden indenfor disse områder besluttede Folketinget, i forbindelse med Vandmiljøplanens vedtagelse, at bevilge 85 mio. kr. til et forskningsprogram, der skulle strække sig over en 5-årig periode fra 1988 frem til udgangen af 1992.

I 1987 nedsatte Miljøministeren et rådgivende ekspertorgan, der skulle bistå Miljøstyrelsen, dels ved planlægning af den fremtidige havmiljøforskning, dels være med til at sikre den faglige og økonomiske afvejning af denne forskning. Der blev nedsat 4 koordinationsgrupper, som hver fik det faglige ansvar for følgende områder:

- Stofomsætningen og -transporten i kystvandene, herunder belastningernes effekt på samme.
- Stofomsætningen i de frie vandmasser.
- Sedimentets rolle i stofomsætningen.
- Meteorologiske processers betydning for eutrofieringsforholdene.

Rapporterne udsendes i serien: »Havforskning fra Miljøstyrelsen«.

Miljøstyrelsens Hav- og Spildevandskontor har været sekretariat for programmet og har sammen med koordinationsgrupperne stået for redaktionen af rapportserien.

Havforskning fra Miljøstyrelsen

Nr. 44 1994

Kertinge Nor/Kerte- minde Fjord – status og udvikling

Gorm Rønved Larsen (red.)
Carsten Jürgensen
Fyns Amt

Peter Bondo Christensen
Niels Jørn Olesen
Jens Kjerulf Petersen
Jørgen Nørrevang Jensen
Erik Mortensen
Ole Sortkjær
Danmarks Miljøundersøgelser

Per Andersen
Michael Bo Rasmussen
Bio/consult as

Miljøministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser
Biblioteket
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**

Indholdsfortegnelse

Forord	7
Sammendrag	9
English Summary	13
1. Indledning	17
1.1 Forhistorie	17
1.2 Formål	19
2. Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	21
2.1 Topografisk beskrivelse	21
2.2 Afstrømningsoplandet	22
2.3 Spildevandsudledninger	23
3. Meteorologi og hydrografi	25
3.1 Meteorologi	25
3.1.1 <i>Solindstråling</i>	25
3.1.2 <i>Lufttemperatur</i>	25
3.1.3 <i>Vindhastighed</i>	26
3.2 Hydrografi	26
3.2.1 <i>Areal og volumen</i>	26
3.2.2 <i>Vandskifte</i>	26
3.2.3 <i>Saltholdighed</i>	27
3.2.4 <i>Vandtemperatur</i>	28
3.2.5 <i>Iltforhold</i>	29
4. Næringsstofkilder	31
4.1 Årsvariation	31
4.2 Udvikling	32
4.2.1 <i>Næringsstofbelastning fra land</i>	32
4.2.2 <i>Udvikling i den eksterne belastning</i>	33
4.2.3 <i>Den samlede næringsstofbelastning</i>	34
4.2.4 <i>Diskussion</i>	35
5. Næringsstoffer	37
5.1 Indledning	37
5.2 Kvælstof	37
5.2.1 <i>Årsvariation</i>	37
5.2.2 <i>Udvikling</i>	39

5.3	Fosfor	39
5.3.1	<i>Årsvariation</i>	39
5.3.2	<i>Udvikling</i>	40
5.4	Silikat	41
5.5	Diskussion	41
6.	Plankton	43
6.1	Indledning	43
6.2	Klorofyl <i>a</i> og sigtdybde	43
6.2.1	<i>Årsvariation</i>	43
6.2.2	<i>Udvikling</i>	43
6.3	Primærproduktion	44
6.3.1	<i>Årsvariation</i>	44
6.3.2	<i>Udvikling</i>	45
6.4	Auto- og heterotroft plankton	45
6.4.1	<i>Materialer og metoder</i>	45
6.4.2	<i>Planktonet i 1990 og 1991</i>	47
6.4.3	<i>Planktonet i 1992</i>	49
6.4.4	<i>Ekceptionelle arter</i>	51
6.4.5	<i>Diskussion</i>	52
6.5	Zooplanktonets rolle i græsningskæden	52
6.5.1	<i>Sammenhaeng mellem zooplankton og plantebiomasse</i>	53
6.5.2	<i>Forekomst af zooplankton om natten versus om dagen</i>	54
6.5.3	<i>Kontrollerende faktorer for zooplanktonbiomassen</i>	55
7.	Bundvegetation	57
7.1	Indledning	57
7.2	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord 1991	60
7.3	Udvikling 1974-1991	64
7.4	Kertinge Nor 1992	65
7.4.1	<i>Inderste del</i>	65
7.4.2	<i>Midterste del</i>	65
7.4.3	<i>Yderste del</i>	66
7.4.4	<i>Udviklingen i biomassen på lavt vand</i>	67
7.4.5	<i>Trådalgernes primærproduktion</i>	67
7.5	Diskussion	68
8.	Pelagisk fauna	71
8.1	Pelagisk fauna generelt	71
8.2	Vandmænd - <i>Aurelia aurita</i>	71
8.3	Fiskefaunaens artssammensætning og fordeling	74

8.3.1	<i>Indledning</i>	74
8.3.2	<i>Materialer og metoder</i>	74
8.3.3	<i>Resultater</i>	75
8.3.4	<i>Diskussion</i>	78
8.4	Fiskenes populationsdynamik og produktion	78
8.4.1	<i>Indledning</i>	78
8.4.2	<i>Materialer og metoder</i>	79
8.4.3	<i>Bestandsstørrelser, vandringer og rekruttering</i>	80
8.4.4	<i>Diskussion</i>	83
9.	Fastsiddende fauna	89
9.1	Epifauna - generelt	89
9.2	Søpung - <i>Ciona intestinalis</i>	90
9.3	Infrauna - generelt	94
9.4	Udviklingen i bundfauna	96
9.4.1	<i>Metoder</i>	97
9.4.2	<i>Resultater</i>	97
9.4.3	<i>Diskussion</i>	110
10.	Konklusion	113
11.	Referencer	117
12.	Bilag	119

Forord

Under Miljøstyrelsens Havforskningsprogram 90 blev Hav90 projekt 1.21 igangsat i efteråret 1990 med arbejdstitlen: "Ændring i biologisk struktur, stofomsætning og stoftransport i en lavvandet fjord (Kertinge Nor/Kerteminde Fjord) efter en signifikant belastningsreduktion med næringssalte". Projektet, der har været et samarbejsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Odense Universitet, Fyns Amt og Bio/consult, blev afsluttet ved udgangen af 1992.

Ved planlægningen af rapporteringen blev det besluttet at rapportere projektet i tre selvstændige delrapporter med følgende titler: "Kertinge Nor/Kerteminde Fjord, status og udvikling", "Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord" og "Filtratorer, planktonodynamik og biologisk struktur i Kertinge Nor". Resultater fra Hav90 projekterne 1.24: "Primærproducenternes direkte og indirekte betydning for fosforomsætningen" og 3.27: "Denitrifikation i de indre danske farvande" er endvidere inddraget i den anden delrapport.

Nærværende delrapport omfatter en beskrivelse af fjordsystemet med de vigtigste biologiske komponenter, af ændringerne i belastningsforholdene og af udviklingen i vigtige fysisk/kemiske parametre. Den tidslige udvikling i de forekommende biologiske komponenter vurderes i relation til belastningsforholdene. Den anden delrapport belyser transporten og tilbageholdelsen af de til fjordsystemet tilledte næringssalte. Der opstilles et næringssstofbudget for systemet, og betydningen af de vigtigste biologiske komponenter for omsætningen af næringssalte gennemgåes. Den sidste delrapport beskriver samspillet mellem næringssalte, planktonodynamikken og forekomst og vækst af filtrerende dyr (søpunge og vandmænd). De tre rapporter refereres i det følgende til henholdsvis Larsen *et al.*, 1994; Christensen *et al.*, 1994 og Riisgård *et al.*, 1994.

Forfatterne til de enkelte delrapporter fremgår af titelbladet til delrapportene. Følgende personer har været direkte tilknyttet til Hav90 projekt 1.21 og 1.24 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord:

DMU, Afdeling for Ferskvandsøkologi, Silkeborg:

Peter Bondo Christensen (projektansvarlig), Niels Jørn Olesen (ph.d. stipendiat), Erik Mortensen, Ole Sortkjær, Søren Rysgaard (ph.d. stipendiat), Dorte Krause-Jensen (ph.d. stipendiat), Henning S. Jensen (1.24).

DMU, Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi, Roskilde:

Flemming Møhlenberg, Jens Kjerulf Petersen (ph.d. stipendiat), Jørgen Nørrevang Jensen, Alf Josefson, Louise Schlüter (stud. scient.), Søren Bjørn Josefson (stud. scient.)

DMU, Afdeling for Flora- og Faunaøkologi, Kalø:

Preben Clausen (ph.d. stipendiat).

Odense Universitet:

Hans Ulrik Riisgård, Kristian Frandsen (stud. scient.), Ib Clausen (stud. scient.), Frede Østergaard Andersen (1.24), Jacob Thomassen (stud. scient.; 1.24), Martin S. Thomsen (stud. scient.; 1.24).

Fyns Amt:

Gorm Rønved Larsen, Mogens Michael Møller, Carsten Jürgensen.

Aarhus Universitet:

Lars Peter Nielsen (3.27).

Bio/consult:

Michael Bo Rasmussen, Per Andersen.

Til arbejdet bag nærværende rapport har vi fået værdifuld teknisk assistance fra Ole Blohm Poulsen, Vagn Pedersen og Michael A.S. Hansen, Fyns Amt; Uffe Frisenette, Bio/consult og Marlene Jessen, DMU Silkeborg. Jens Borum og Bo Riemann takkes for kritisk gennemlæsning af manuskript. Pia Nygård Jensen har stået for den afsluttende opsætning af rapporten.

Sammendrag

Næringsstoftilførslen reduceres kraftigt i 1990

I 1990 ophørte alle spildevandsudledninger til den lavvandede fjord, Kertinge Nor/Kerteminde Fjord på Fyns's østkyst, hvorved næringsstoftilførslen fra land blev reduceret kraftigt. I 1970'erne og 1980'erne havde en øget udledning af spildevand fra byerne forårsaget forureningseffekter i fjorden i form af masseforekomst af trådalger, dårlige iltforhold mm. Kertinge Nor/Kerteminde Fjord blev derfor fundet velegnet til at undersøge, hvordan den biologiske struktur i et afgrænset marint område udviklede sig i årene efter en kraftig reduktion i næringsstofbelastningen.

Formålet var at vurdere udviklingen efter belastningsreduktionen

Med henblik på at vurdere udviklingen i den biologiske struktur i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord som funktion af de ændrede belastningsmæssige forhold blev der i perioden 1990-1992 gennemført et forskningsprojekt omfattende udviklingen i fysiske og vandkemiske parametre, stofbelastningen og de vigtigste biologiske komponenter samt modelberegninger af vandskiftet, den interne belastning og næringsstofudvekslingen med Storebælt.

Undersøgelserne har vist:

Reduktionens belastning svarende til målene i Vandmiljøplanen

- at den årlige landbaserede udledning af næringsstoffer til Kertinge Nor/Kerteminde Fjord blev reduceret med 45% for kvælstof og 78% for fosfor i 1990, hvilket lokalt for fjorden svarede til målene i Folketingets vandmiljøplan for de samlede danske vandområder,

Uændret høje næringsstofkoncentrationer

- at næringsstofkoncentrationerne fortsat var væsentligt større i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord end i Storebælt, og at der ikke i projektperioden kunne konstateres ændringer i niveauerne for kvælstof- og fosfornæringsstoffer undtagen for uorganisk fosfor, der blev reduceret i sommerperioderne i 1991 og 1992 i forhold til i sommerperioderne i 1972-1990,

Fosfor var begrænsende ved forårsmaksimaet

- at koncentrationen af uorganisk fosfor var meget lav i forbindelse med forårsmaksimaet og i denne periode var potentielt begrænsende for planktonalernes primærproduktion,

Kvælstof kunne være begrænsende i sommerperioden

- at uorganisk kvælstof i sommerperioderne forekom i så lave koncentrationer, at kvælstof var potentielt begrænsende fra april/maj til september i alle 3 år,

Fjorden var klarvandet i 1990 og 1991

- at fjorden i 1990 og 1991 var klarvandet med lave koncentrationer af fytoplankton ($1-10 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$), undtagen under de kortvarige forårsmaksima og i forbindelse med lokale kortvarige iltsvindshændelser i sommerperioderne,

Fjorden blev grønvandet i sommerperioden i 1992

- at fjorden i maj/juni 1992 blev grønvandet med en sigtdybde på under 1 meter i forbindelse med masseopblomstring af kiselalger i maj/juni, der i slutningen af juli blev afløst af høje biomasser af små ubestemte, ikke kvælstoffikserende blågrønalger, der forblev i masseforekomst til december 1992. Der blev målt klorofyl a koncentrationer på $50-116 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$, hvilket er væsentligt højere, end der er målt i fjorden i perioden 1972-1991.

- Undervandsvegetation af ålegræs og trådalgemåtter*
- at bunden i Kertinge Nor i 1990 og 1991 var dækket af en kraftig undervandsvegetation, der primært bestod af ålegræs (*Zostera marina*) og trådalgemåtter på op til 0,5 meters tykkelse. Trådalgemåtterne bestod af alm. vandhår (*Cladophora sericea*) på dybder ud til 1 meter og krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) på dybder mellem 1 og 2,5 meter. Allerede i foråret 1992 var trådalgemåtterne tyndere og mere spredte i den yderste del af Kertinge Nor, og i forbindelse med masseopblomstringen af planktonalger i juni 1992 forsvandt trådalgemåtterne på dybder over 1,5 meter som følge af de dårlige lysforhold ved bunden
- Talrig population af små vandmænd*
- at en meget talrig population på op til 300 individer m^{-3} af meget små vandmænd (*Aurelia aurita*) (<55 mm i diameter) dominerende i zooplanktonet i pelagialet i Kertinge Nor
- Artsrig fiskefauna*
- at der blev registreret en artsrig fiskefauna i fjorden (16 arter), der primært bestod af sort kutling (*Gobius niger*), tre- og nipigget hundestejle (*Gasterosteus aculeatus* og *Pungitius pungitius*) og af ler-kutling (*Pomatoschistus microps*). Den samlede produktion for ler-kutling, trepigget hundestejle og nipigget hundestejle er beregnet til 4,74 g vådvægt m^{-2} i 1992 excl. produktionen af kønsprodukter, der anslås at være yderligere ca. 2 g m^{-2} . De 3 nævnte arter af hundestejle græsser på zooplanktonet
- Individfattig bundfauna i fjorden*
- at bundfaunaen (epi- og infaunaen) i fjorden, der bestod af 41 arter (taxa), var relativt individfattig. I Kertinge Nor var bundfaunaen præget af epifaunaarter, mens infaunaarterne var sparsomt repræsenteret som følge af dårlige iltforhold i og under trådalgemåtterne. Infaunaens andel af individantallet havde været faldende i Kertinge Nor fra 70-80% 1972 til 30% i 1990-1991, men steg i 1992 til 60% i forbindelse med trådalgemåtternes reducerede udbredelse
- 400 søpunge m^{-2}*
- at søpungen, *Ciona intestinalis* var den vigtigste af de 16 epifaunaarter i Kertinge Nor, og forekom i tætheder på op til 400 individer m^{-2} på ålegræsset i den midterste og yderste del af Kertinge Nor. *Ciona*-bestanden i Kertinge Nor er sandsynligvis isoleret fra andre bestande i de indre danske farvande. *Ciona*-bestandens størrelse reguleres primært af bestandigheden af det substrat, den sidder på. *Ciona intestinalis* lever af at filtrere fytoplankton fra vandet
- Ingen udvikling som følge af den reducerede belastning*
- at ingen af de registrerede udviklinger i biologiske parametre kunne relateres til en reduceret næringsstofudledning.
- En ustabil biologisk struktur som følge af den interne belastning*
- Kertinge Nor må ved de nuværende belastningsforhold betegnes som et fjord-system med en ustabil biologisk struktur med henvisning til den meget forskellige udvikling, det biologiske system tog i henholdsvis 1990/91 og 1992. Det konkluderes, at selvom årsbelastningen for både kvælstof og fosforudledningen fra land blev reduceret kraftigt i 1990, var den samlede næringsstofbelastning i vækstsæsonen uændret i 1990 og 1991 som følge af belastningen fra atmosfæren og fra en stor intern belastning med næringsstoffer fra sedimentet.

Stor intern belastning i sommerperioden i 1992

I sommerperioden 1992 var den samlede kvælstofbelastning væsentligt større end i sommerperioderne de foregående år. Den store interne belastning i 1992 skyldtes meget varmt vejr fra midten af maj og sommeren ud. En medvirkende årsag var, at trådalgemåtterne var tyndere og dækkede et mindre areal i forårsperioden i 1992 end i de foregående år.

Forbedrede forhold i 1993?

I forbindelse med den store næringsstoffsfrigivelse i 1992 skete der en stor eksport af specielt kvælstof ud af systemet. Den interne pulje af tilgængeligt kvælstof blev derfor reduceret, og dette kan betyde en ændring af den biologiske struktur til en mere stabil situation i løbet af en kort årrække. Observationerne fra Fyns Amts tilsyn i Kertinge Nor i 1993 kan tyde på, at dette er under udvikling. I 1993 var Kertinge Nor således klarvandet hele sæsonen, trådalgelaget var meget svagt udviklet, og bundfaunaen var øget væsentligt.

English summary

Nutrient flux significantly reduced in 1990

In 1990, all discharges of sewage into the shallow fjord Kertinge Nor/Kerteminde Fjord on the east coast of Funen ceased, thus reducing the supply of nutrients from the land drastically. During the 1970s and 1980s, the increased sewage discharged from urban sources had caused a pollution impact in the fjord in the form of the mass occurrence of filamentous algae, poor oxygen conditions and so on. Kertinge Nor/Kerteminde Fjord was therefore considered well suited to a study of the development in the biological structure of a defined marine area during the years following a heavy reduction in the nutrient load.

The purpose was to evaluate development after loading reduction

In order to evaluate the development of the biological structure in Kertinge Nor/Kerteminde Fjord as a function of the reduced loading, a research project was implemented during the period 1990-1992 that included the development of physical and water-chemical parameters, the loading of nutrients and the most important biological components, as well as modelling the water exchange, the internal load and the nutrient exchange with the Great Belt.

These investigations have shown:

Reduction corresponded to the targets in the Action Plan on the Aquatic Environment

- that the annual land-based discharge of nutrients to Kertinge Nor/Kerteminde Fjord was reduced by 45% for nitrogen and 78% for phosphorus in 1990, which corresponded locally to the targets set out in the Danish Parliament's Action Plan on the Aquatic Environment

High nutrient concentrations unchanged

- that nutrient concentrations continued to be considerably greater in Kertinge Nor/Kerteminde Fjord than in the Great Belt, and that no changes could be ascertained during the project period in the levels of nitrogen and phosphorus except for inorganic phosphorus, which was reduced during the summer periods of 1991 and 1992 compared to the summer periods in 1972-1990

Phosphorus a limiting factor at spring maxima

- that the concentration of inorganic phosphorus was very low during spring maxima where the availability of phosphorus was a potentially limiting factor on the phytoplankton production

Nitrogen was limiting during the summer period

- that during the summer periods, inorganic nitrogen occurred at such low concentrations that nitrogen was a potentially limiting factor from April/May to September during all three years

The fjord waters were clear in 1990 and 1991

- that in 1990 and 1991 the water was clear, with low concentrations of phytoplankton ($1-10 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$), except during the brief spring maxima and in connection with short-lived local oxygen depletion events during the summer periods

The fjord was green-watered during the summer period of 1992

- that in May/June 1992, the water was green, with a visibility depth of less than 1 meter due to mass blooming of diatoms in May/June, which was replaced at the end of July by high biomass of small indeterminate non-fixing blue-green algae, which remained in the mass occurrence until December 1992. Chlorophyll *a* concentrations of $50-116 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$ were measured, which is considerably higher than measurements taken in the fjord during the period 1972-1991

- Underwater vegetation of eelgrass and filamentous algal mats*
- that in 1990 and 1991, the sediment surface of Kertinge Nor was covered by dense underwater vegetation consisting primarily of eelgrass (*Zostera marina*) and filamentous algal mats up to 0.5 metres in thickness primarily of ordinary conserva or silkweed (*Cladophora sericea*) at depths out to 1 metre, and bristle-hair seaweed (*Chaetomorpha linum*) at depths between 1 and 2.5 metres. As early as spring 1992, the filamentous algal mats were thinner and more diffuse in the outermost section of Kertinge Nor, and during the mass bloom of plankton algae in June 1992, the filamentous algal mats disappeared at depths over 1.5 metres as a result of the poor light conditions at the bottom
- Abundant population of small jellyfish*
- that a highly abundant population of up to 300 individuals per m³ of tiny jellyfish (*Aurelia aurita*) (<55 mm in diameter) dominated the zooplankton in the pelagic fauna of Kertinge Nor
- Diversity of fish fauna*
- that a diverse fish fauna was recorded in the fjord (16 species), consisting primarily of black goby (*Gobius niger*), three and nine-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus* and *Pungitius pungitius*) and of clay goby (*Pomatoschistus microps*). The total production for clay goby, three-spined stickleback and nine-spined stickleback was calculated as 4.74 g wet weight per m² in 1992, excluding the generation of gametal products, which is assumed to be an additional 2 g per m² or so
- Low-individual benthic fauna in the fjord*
- that the benthic fauna (the epi- and infauna) in the fjord, which consisted of 41 species (taxa), was relatively poor in individuals. In Kertinge Nor, the benthic fauna was characterized by epifaunal species, while the infaunal species were sparsely represented as a result of poor oxygen conditions below the filamentous algal mats. The proportion of infauna in the number of individuals had been declining in Kertinge Nor from 70-80% in 1972 to 30% in 1990-1991, but in 1992 rose to 60% as a result of the reduced cover of filamentous algal mats
- 400 ascidians per m²*
- that the ascidian or sea squirt (*Ciona intestinalis*) was the most important of the 16 epifaunal species in Kertinge Nor, occurring in densities of up to 400 individuals per m² on the eelgrass in the central and outermost parts of Kertinge Nor. The *Ciona* population in Kertinge Nor is probably isolated from other populations in the inland Danish waters. The size of the *Ciona* population is regulated primarily by the resilience of the substrate on which it sits. *Ciona intestinalis* feed on filtering phytoplankton from the water
- No development as a result of reduced loading*
- that none of the developments recorded in the biological structure could be correlated with a reduced nutrient discharge.
- Unstable biological structure as a result of internal loading*
- Given the present loading conditions, Kertinge Nor can be described as a fjord system with an unstable biological structure with reference to the very different development in the biological structure in 1990/91 and 1992, respectively. The conclusion is that even though the external loading of both nitrogen and phosphorus was reduced significantly in 1990, the total nutrient loading during the growth season remained unchanged in 1990 and 1991 as a consequence of the loading from the atmosphere and from a heavy internal loading of nutrients from the sediment.

Great internal loading during 1992 summer period

In 1992, the total nitrogen loading during the summer period was considerably greater than in previous years. The great internal loading in 1992 was due to very hot weather from the middle of May until the end of the summer. A contributory factor was that the filamentous algal mats were thinner and covered a smaller area during the spring period of 1992 than during previous years.

Improved conditions in 1993?

In connection with the large release of nutrients in 1992, there was a great export of particularly nitrogen from the system. The internal pool of available nitrogen was therefore reduced, which may entail a change in the biological structure to a more stable situation in the space of a few years. Observations in Kertinge Nor in 1993 may indicate that this development is actually taking place. In 1993, the waters of Kertinge Nor were thus clear throughout the season; the filamentous algae mats were almost absent and the benthic fauna had increased significantly.

1. Indledning

1.1 Forhistorie

Øget belastning

Kertinge Nor/Kerteminde Fjord er en lavvandet fjord, der gennem en årrække er blevet belastet med spildevand fra renseanlæggene i Kerteminde, Munkebo, Revninge og Kertinge/Kølstrup. Udledningerne er gradvist blevet forøget op gennem dette århundrede, men da Odense Stålskibsværft (nu "Lindø Værftet") midt i 1960'erne flyttede til området nord for Munkebo (Figur 2.4), blev udledningerne til Kertinge Nor stærkt forøget. Den øgede anvendelse af gødningsstoffer fra 1950'erne og indtil nu har også været med til via vandløbene at øge belastningen af fjorden med næringsstoffer.

Forureningseffekter i 1970'erne

I slutningen af 1960'erne og begyndelsen af 1970'erne blev man opmærksom på effekterne af den øgede forurening og tog initiativ til at få forholdene belyst nærmere. Vandkvalitetsinstituttet, ATV undersøgte således i 1972 forholdene for Fyns Amtskommune og konkluderede, at næringssaltkoncentrationerne var højere inde i fjorden end udenfor, at der var tegn på iltfattige forhold i de bundnære vandlag, at bundfaunaen var mere arts- og individfattig end forventet, og at den hygiejniske vandkvalitet i hele fjorden var tydeligt påvirket af spildevandstilledninger (VKI, 1972). Det blev samtidig opgjort, at hovedparten af fosfortilledningen kom fra byerne Munkebo og Kerteminde, mens kvælstoffet og det organiske stof kom ligeligt fra byområder og ukloakerede områder.

I 1974 blev der gennemført en supplerende undersøgelse for at vurdere, hvilke tiltag der var nødvendige, for at man kunne opfylde de målsætninger, som amt og kommuner var ved at enes om for vandområdet Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. Det konkluderedes i en rapport fra Vandkvalitetsinstituttet, ATV, at det var nødvendigt at afskære alle bybidrag fra Kertinge Nor, at sanere landbrugsafstrømningen og at indføre biologisk rensning af Kerteminde by's spildevand (VKI, 1974).

I 1978 gennemførte Fyns Amtskommune en recipientundersøgelse for yderligere at belyse problemstillingen. Man fandt, at næringsstofkoncentrationerne stadig var væsentligt højere i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord og i Kerteminde Bugt nær fjordsystemets munding end i Storebælt/Kattegat. Samtidig fandt man i overfladesedimentet i Kerteminde Fjord og især i Kertinge Nor højere koncentrationer af organisk stof, kvælstof og fosfor end i mere ubelastede vandområder af samme type. Indholdet af organisk stof og fosfor i sedimentet var desuden blevet forøget siden 1972. I hele systemet fandt man en større forekomst af indikatorbakterien *Clostridium perfringens* i forhold til i mere ubelastede vandområder af samme type, og dette forhold vurderedes at være blevet forværret siden 1972. Desuden var sigtdybden lav i Kertinge Nor om sommeren, og fytoplanktonets primærproduktion vurderedes at være forhøjet.

Trådalgemåtter i Kertinge Nor

Fyns Amt har siden gennemført undersøgelser i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord i 1980, 1984, 1987 og årligt i perioden 1989-1993. I 1987, 1989 og 1990 blev det ved dykkerundersøgelser påvist, at bunden overalt i Kertinge Nor var dækket af ålegræs og et tæt tæppe af trådalger. Det blev vurderet, at trådalgemåtternes store tæthed og udbredelse var et resultat af, at algerne havde rigelig adgang til næringssalte fra bunden og fra vandfasen. Ved de samme undersøgelser blev der iagttaget andre tegn på, at fjorden var

overgødet med næringsstoffer, og at iltforholdene ofte var dårlige. Inderst i Kertinge Nor var sedimentet således meget blødt og sort, og makrofytabevoksningen bestod udelukkende af en tyk trådalgemåtte. I sedimentet kunne man her iagttage rester af døde ålegræsrhizomer fra en tidligere tæt ålegræsbevoksning. Overalt i Kertinge Nor kunne man om sommeren og efteråret se hvide belægninger af svovlkorn eller svovlbakterier i trådalge-laget, og det underliggende sediment var helt sort.

Effekter i Kerteminde Fjord

I området nær udledningen fra Munkebo renseanlæg (Figur 2.5) var ålegræs-set og brunalgerne på stenene overvokset med epifytiske alger, og ålegræssets dybdeudbredelse var kun ca. 3 m. I den dybe Kerteminde Fjord var der under 1 m sigtbarhed for dykkeren, og bunden var meget blød og ofte dækket af et "liglagen" af svovlbakterier/svovlkorn.

Lokale iagttagelser

I en lang periode indtil midt i 1980'erne har Munkebo og Kertinge Nor været kendt for en stærk lugt af rådnende tang og "bundvendinger" i sommer-perioden. Blandt de lokale fiskere ved man, at i Kertinge Nor kan man være heldig at fange mange ål i ruserne om sommeren og efteråret, når "tangen koger", eller "bunden vender". Så tvinges ålene op af dyndet og må flygte mod bedre vand. Det er desuden karakteristisk, at fiskene i ruserne ofte dør af iltmangel i løbet af natten.

Spildevandet afskæres i 1990

Amt og kommuner havde i lang tid diskuteret, hvilken løsning man skulle vælge for den fremtidige rensning af spildevandet fra bl.a. Munkebo og Kerteminde. I forbindelse med at Folketinget i foråret 1987 vedtog vandmil-jøplanen, enedes amt og kommuner om en plan for rensetiltagene i området.

Udledningerne fra renseanlæggene i Munkebo, Kerteminde og Revninge til fjordsystemet ophørte ved årsskiftet 1989/1990 som en konsekvens af gennemførelsen af de vedtagne spildevandsplaner i Munkebo og Kerteminde kommuner. Spildevandet fra de tre oplande blev afskåret til udledning i Romsø Sund i Storebælt. I slutningen af 1990 blev også renseanlægget i Kertinge/Kølstrup afskåret. Således blev alle spildevandsudledninger fra renseanlæg afskåret fra området indenfor 1 år. I dag modtager fjordområdet spildevand fra ca. 370 enkeltliggende ejendomme i oplandet samt fra overløbsbygværker på spildevandsledningerne i Munkebo, Kerteminde og Kertinge/Kølstrup.

Kertinge Nor som model

Da afstrømningsområdet til fjordsystemet er relativt lille, blev den samlede næringssaltbelastning af systemet derfor reduceret betydeligt. Belastnings-reduktionen af Kertinge Nor/Kerteminde Fjord beregnedes således til at være i størrelsесorden med den reduktion på 50% for kvælstof og 80% for fosfor, som er målene i vandmiljøplanen. Fjordsystemet vurderedes derfor at være velegnet til i et lille område at studere, hvilke forandringer man kan forvente i den biologiske struktur og i omsætningen og transporten af næringssalte, hvis belastningen af de kystnære områder reduceres som målsat i Vandmiljø-planen.

1.2 Formål

Formålet med arbejdet, der danner grundlag for nærværende rapport, er at vurdere, om der er sket en udvikling i de næringsstofmæssige og biologiske forhold som en funktion af de ændrede belastningsforhold.

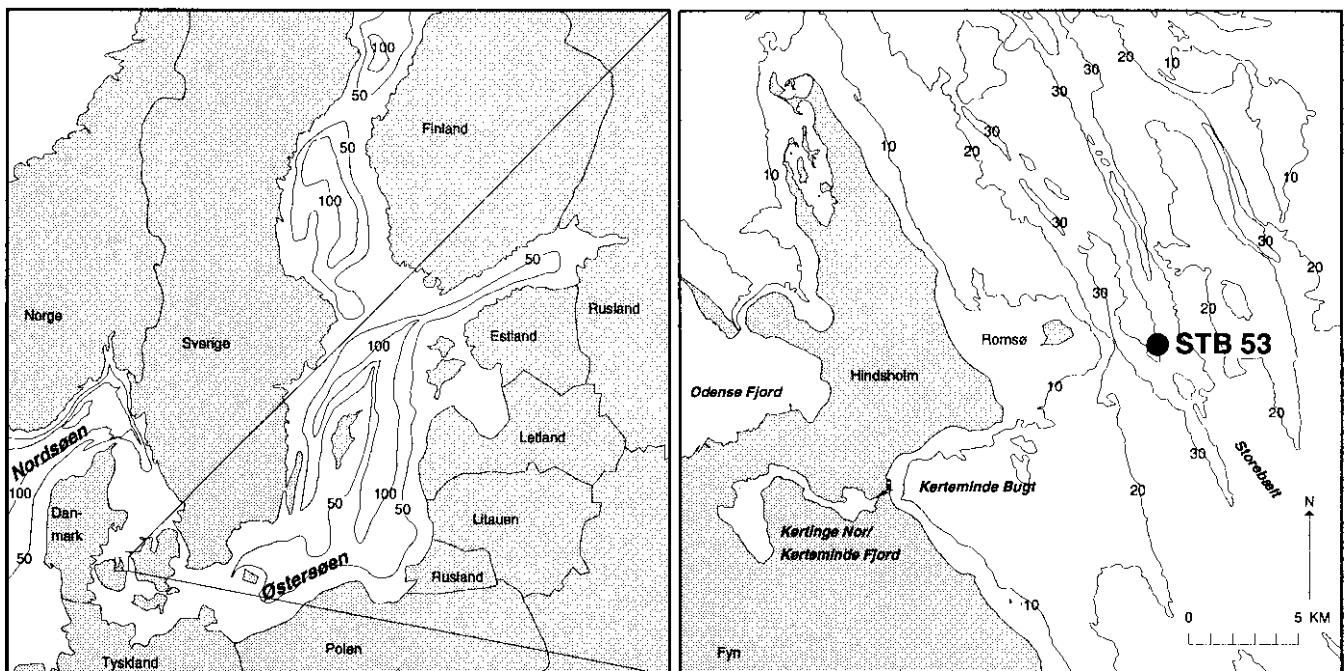
Rapporten omfatter derfor en beskrivelse af fjorden og de vigtigste biologiske komponenter, af de ændrede belastningsforhold og af udviklingen i de fysisk/kemiske og biologiske parametre samt en vurdering af udviklingen i de forekommende biologiske komponenter i relation til belastningsforholdene.

2. Kertinge Nor/Kerteminde Fjord

2.1 Topografisk beskrivelse

Tærskelfjord

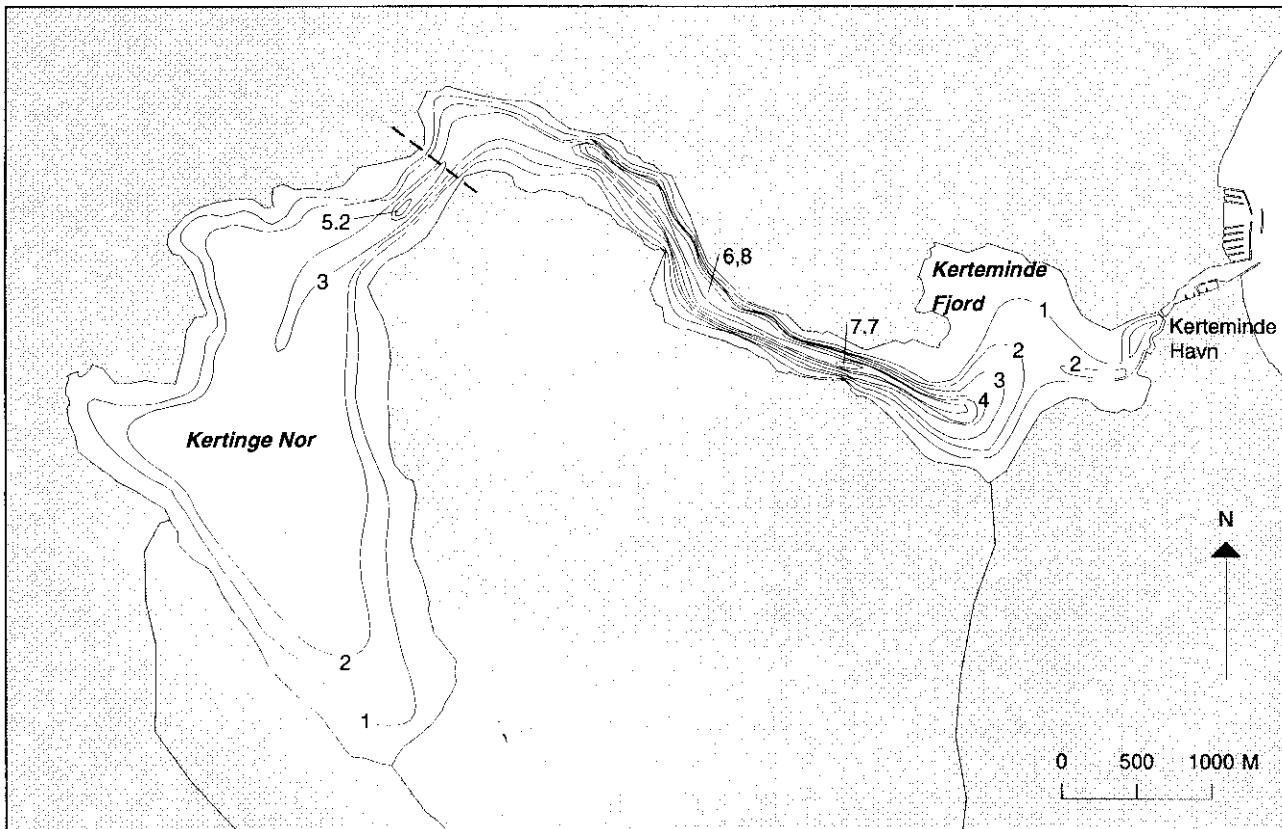
Kertinge Nor/Kerteminde Fjord er en lille tærskelfjord på Fyns østkyst ud til Kerteminde Bugt og Storebælt (Figur 2.1). Hovedparten af vandskiftet mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø sker gennem Storebælt. Det betyder, at en række fysisk-kemiske parametre varierer meget betydeligt i Storebælt/Kerteminde Bugt styret af varierende meteorologiske forhold over Skandinavien (Lund-Hansen *et al.*, 1994).



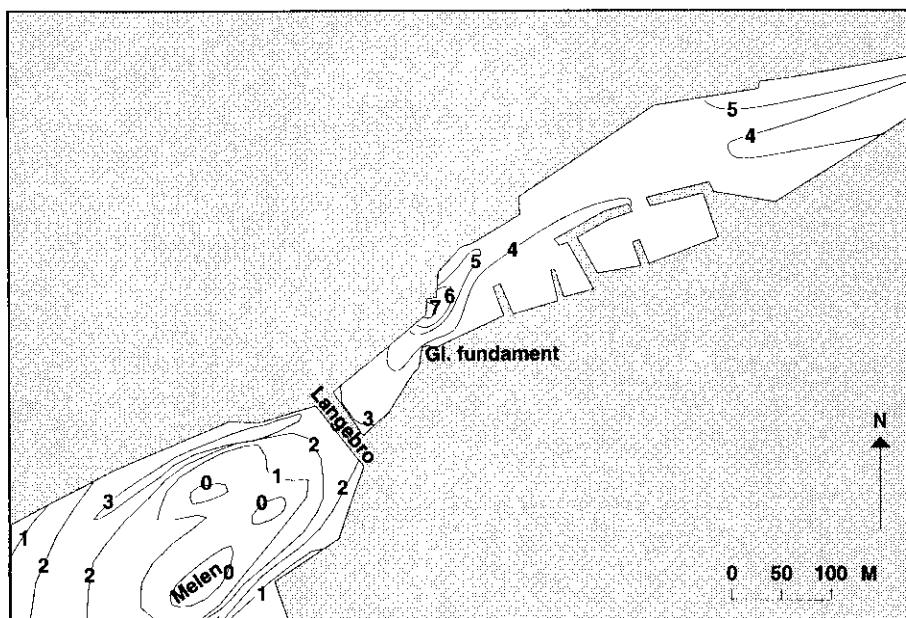
Figur 2.1. Tv. kortskitse over Østersøen og udløbet til Nordsøen gennem de danske bælter med 50- og 100 m dybdekurver. Th. kortskitse med beliggenheden af Kertinge Nor/Kerteminde Fjord på Østfyn og med 10-, 20- og 30 m dybdekurverne og referencestation STB53 i Storebælt.

Dybdeforhold

Kertinge Nor/Kerteminde Fjord består af 2 topografisk, hydrografisk og biologisk forskellige områder (Figur 2.2). Fra Kerteminde Havn strækker den smalle og relativt dybe Kerteminde Fjord sig vestpå ind til den brede lavvandede del kaldet Kertinge Nor. Vandudskiftningen mellem Kerteminde Fjord og Storebælt sker gennem Kerteminde Havn (Figur 2.3). Løbet er smallest omkring fundamentet fra den gamle jernbanebro og her findes også det mindste tværsnit, der er bestemmende for de hydrauliske forhold og herunder for vandudskiftningen i fjorden. Her har den kraftige strøm uddybet bunden til ca. 7 m's dybde. Under vejbroen (Langebro) aftager dybden, og strømmen deles mod nord og syd omkring den lille ø, Melen og de omkringliggende muslingebanker. Ved lavvande er hele området på nær de 2 strømløb tørlagt. Det nordligste løb er dybest og har også den kraftigste strøm. Området omkring Melen og de store sandbanker og blåmuslingebanker vest herfor udgør en tærskel ind til fjorden med største dybde på 1,8 m. Kerteminde Fjord er forholdsvis smal med lavvandede områder langs kysten og en central dyb del med dybder fra 7,7 m mod øst aftagende gradvist til ca. 4 m ind mod Kertinge Nor. I det meste af Kertinge Nor er dybden 2,0-2,7 m. Ud mod Kerteminde Fjord tiltager dybden dog lokalt til 5,2 m.



Figur 2.2. Kertinge Nor/Kerteminde Fjord med dybdekurver for hver meter.

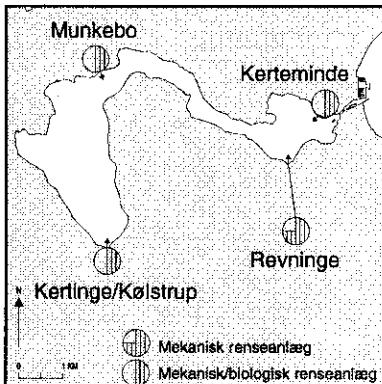


Figur 2.3. Dybdeforholdene i Kerteminde Havn og vestpå ind i den første flade del af Kerteminde Fjord. Dybdekurverne er angivet i meter.

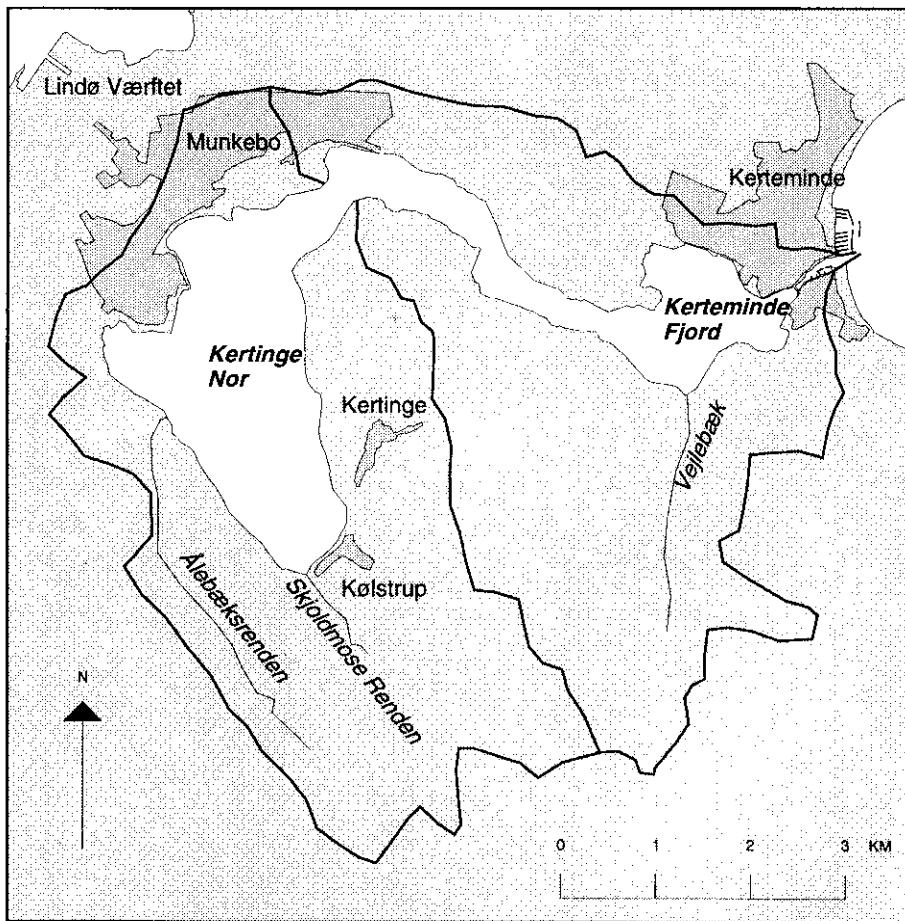
2.2 Afstrømningsoplændet

Det $17,4 \text{ km}^2$ store afstrømningsoplændet til Kertinge Nor er skov- og landbrugspræget (Figur 2.4). Munkebo ligger i den nordlige del af afstrømningsoplændet. Den sydlige del af oplændet afvandes via Skjoldmose Renden og Ålebæksrenden til den inderste sydlige del af Kertinge Nor. Det $18,6 \text{ km}^2$ store afstrømningsoplændet til Kerteminde Fjord er landbrugspræget. En del af Kerteminde ligger indenfor dette afstrømningsoplændet og afvander

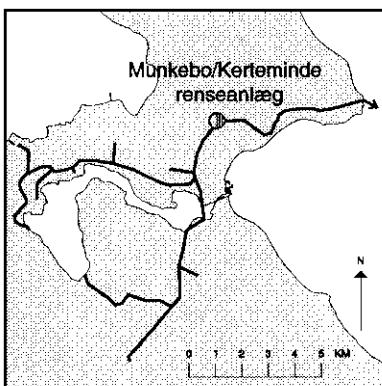
til fjorden. Det eneste vandløb i oplandet er Vejlebæk. Det samlede opland til hele området er således $36,0 \text{ km}^2$.



Figur 2.5: Placeringen af renseanlæggene i Kerteminde, Revninge, Munkebo og Kertinge/Kølstrup med udløbsledninger, der var i brug til 1989/90.



Figur 2.4: Topografiske afstrømningsoplante til Kertinge Nor og Kerteminde Fjord med vandskel, betydende vandløb og bysamfund (Fyns Amt, 1993).



Figur 2.6: Den afskærrende spildevandsledning, der nu leder spildevandet fra oplandet til udløbsledningen i Romsø Sund. Ved Kerteminde er vist placeringen af et nyt biologisk renseanlæg med næringsstofjernelse.

2.3 Spildevandsudledninger

Spildevandet fra de biologiske renseanlæg i Munkebo (4.500 PE) og Kerteminde (7.600 PE) blev tidligere ledt ud i henholdsvis Kertinge Nor og Kerteminde Fjord via korte udløbsledninger (Figur 2.5). Spildevandet fra det mekaniske renseanlæg i Revninge (240 PE) blev via Vejlebæk ledt til Kerteminde Fjord. Ved årsskiftet 1989/90 ophørte disse 3 udledninger, idet spildevandet blev afskåret til udledning i Romsø Sund i Storebælt gennem en 600 m lang havledning (Figur 2.6). Det biologiske renseanlæg i Kertinge/Kølstrup (310 PE) ved udløbet af Skjoldmoserenden var den sidste større punktkilde til fjordområdet, men spildevandet herfra blev afskåret til udledning i Romsø Sund i slutningen af 1990. I dag modtager fjordområdet alene spildevand fra ca. 370 enkeltliggende ejendomme i oplandet, svarende til en potentiel belastning på ca. 1.000 PE samt fra overløbsbygværker i Munkebo, Kertinge/Kølstrup og Kerteminde. Herfra kan der under regn ske udledning af fortyndet spildevand.

3. Meteorologi og hydrografi

3.1 Meteorologi

Parametre

Nærværende afsnit beskriver i korte træk udvalgte meteorologiske parametre, der har indflydelse på forholdene i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. Afsnittet skal især belyse de mulige meteorologiske årsager til, at de biologiske forhold i Kertinge Nor blev så forskellige i 1990/91 og i 1992. Der vil derfor blive lagt særlig vægt på parametrene solindstråling, temperatur og vind. Solindstrålingen og temperaturen er af betydning for de biologiske processer, mens vindhastigheden først og fremmest er af betydning for de fysiske processer.

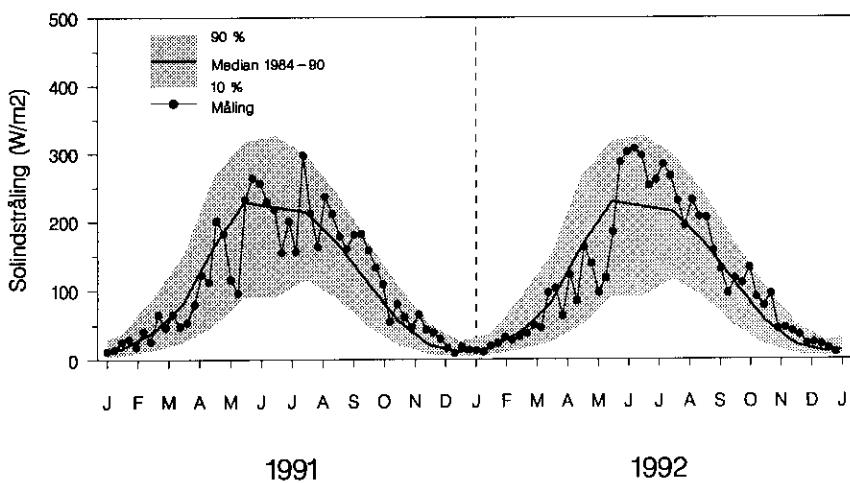
Datagrundlag

De meteorologiske observationer er alle målt ved Beldringe ca. 15 km vest for Kertinge Nor. Sensorene for temperatur og solindstråling er placeret 2 m over jordoverfladen, mens sensorerne for vindhastighed og retning er placeret i 10 meters højde. Registreringerne startede i juli 1984. Målefrekvensen er én gang hver time. Til en sammenligning med målingerne i 1991 og 1992 foreligger der dermed en tidsserie på ca 6½ år. Ud fra data er der beregnet fraktiler på 10%, 50% (=median) og 90%'s overskridelse. For overskuelighedens skyld er fraktilerne i figurerne angivet som månedsværdier. Dermed beskrives det generelle niveau og variationsbredden af den pågældende parameter i den aktuelle måned og dermed den typiske årsvariation.

3.1.1 Solindstråling

Stor indstråling

Variationsbredden for solindstrålingen i perioden 1984-1990 er meget større i sommerperioden end i vinterperioden (Figur 3.1). Solindstrålingen i perioden 1991-1992 holder sig indenfor variationsbredden beskrevet ved 10%- og 90%-fraktilen af indstrålingen 1984-1990. Indstrålingen i maj og juni 1992 er usædvanlig høj og usædvanlig konstant. Den kraftige solindstråling i foråret 1992 kan have været en af årsagerne til det utypiske forløb i de biologiske processer i Kertinge Nor efter maj 1992.



Figur 3.1. Daglig solindstråling (Watt m^{-2}) som ugemiddel ved Beldringe for 1991 og 1992 sammenholdt med median, 10%- og 90%-månedsværdier for perioden 1984-1990.

3.1.2 Lufttemperatur

Variation 1991

Variationsbredden af lufttemperaturen beregnet som 10%- og 90%-fraktiler for hver måned for 1984-1990 er ca. 10°C hele året igennem, og de daglige middelværdier i 1991 og 1992 holder sig generelt indenfor denne varia-

tionsbredde. Temperaturerne i maj måned i 1991 var betydeligt lavere end medianen for perioden 1984-90, mens der i juli og august i 1991 var to korte, men meget varme perioder.

Varm forsommert 1992

Vinteren 1991/92 var 1-2 grader varmere end i sammenligningsperioden 1984-1990, og maj og juni 1992 var ligeledes betydelig varmere. Dette falder i tråd med beskrivelsen af solindstrålingen i netop disse måneder, omend lufttemperaturen ikke fremviser en ligeså ekstrem afvigelse som solindstrålingen.

3.1.3 Vindhastighed

Årsvariation

Til forskel fra lufttemperaturen varierer vindhastigheden meget fra dag til dag og udviser en forøget variationssbredde i vinterperioden. Der kan ikke erkendes forskel på vindhastigheden mellem årene 1991 og 1992.

3.2 Hydrografi

3.2.1 Areal og volumen

Arealet af fjordsystemet er beregnet ud fra 4-cm kort fra Kort- og Matrikelstyrelsen (Tabel 3.1). Volumen i fjorden er beregnet ud fra de i Figur 2.2 viste dybdemålinger.

Tabel 3.1. Beregnede arealer og voluminer i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord.

	Areal i km ²	Volumen i m ³
Kertinge Nor	5,76	10.400.000
Kerteminde Fjord	2,58	5.820.000
I alt	8,34	16.220.000

3.2.2 Vandskifte

Tidevandet

Tidevandsforskellen i Kerteminde Bugt er ca. 0,5 m. Dette betinger store vandføringer ind og ud gennem den relativt lille åbning til Storebælt med en amplitude på typisk $100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Under normale forhold sker vandskiftet relativt hurtigt i Kerteminde Fjord og meget langsomt i Kertinge Nor. I forbindelse med kraftig vind og store vandspejlsændringer i Storebælt sker der en betydelig udskiftning af vandmassen også i Kertinge Nor. Vandskiftet i Kertinge Nor er ikke nævneværdigt influeret af ferskvandstilstrømningen fra land.

"Lock-exchange"

Den mest betydende proces for vandskiftet er den tyngdedrevne cirkulation, også kaldet "lock-exchange". Når saltholdigheden i Storebælt og dermed også i Kerteminde Bugt varierer med tiden, vil det vand, der med tidevandet strømmer ind i Kerteminde Fjord over tærsklen ved Kerteminde, ligeledes have varierende saltholdighed. Idet salt vand er tungere end fersk vand, vil indstrømmende forholdsvis salt vand fordele sig langs bunden i Kerteminde Fjord under det relativt ferskere og dermed lettere fjordvand. Hvis det indstrømmende Storebæltsvand er mere fersk end vandet i fjorden, vil det strømme ind og fordele sig i overfladen over det salttere fjordvand. Ved udstrømning strømmer der vand fra alle dybder, idet lagdelingen i fjordsystemet er relativt svag og let brydes ved vindens påvirkning. Vandskiftet kan tidvis være meget effektivt som følge af lock-exchange. Store saltholdighedsvari-

ationer i Storebælt medfører således et stort vandskifte i Kertinge Nor, mens konstante saltforhold i Storebælt betingerede forhold i Kertinge Nor.

3.2.3 Saltholdighed

Datagrundlag

Grundlaget for de hydrografiske data er langt mere sparsomt end for de meteorologiske data. Der er således kun foretaget månedlige salt- og temperaturprofilmålinger i 1984, 1987, 1989, 1990, 1991 og 1992. Derfor er der, for at kunne sammenligne data fra 1991 og 1992 med tidligere data, foretaget en mediananalyse og en maksimums- og minimumsbestemmelse for målingerne i perioden 1984 - 1990. Der er anvendt data fra stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor og fra station 8825 i Kerteminde Fjord (Figur 5.1). I Figur 3.2-3.5 er vist data fra station 8843 og STB53.

Dybdevariation og interval

Saltholdighederne i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord følger saltholdighederne i Storebælt med en vis forsinkelse. Afløb af ferskvand fra land har ingen målelig indflydelse på saltholdigheden i fjorden. Saltholdigheden er ofte stigende fra overfladen mod bunden specielt i Kerteminde Fjord med en forskel på 0,5-5‰ fra overflade til bund. Vindens og strømmens blandende effekt er årsag til, at saltholdigheden som regel er lineært tiltagende med dybden. I overfladen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord varierer saltholdigheden i intervallet 13-24‰. Ved bunden i Kerteminde Fjord varierer saltholdigheden i intervallet 15-28‰.

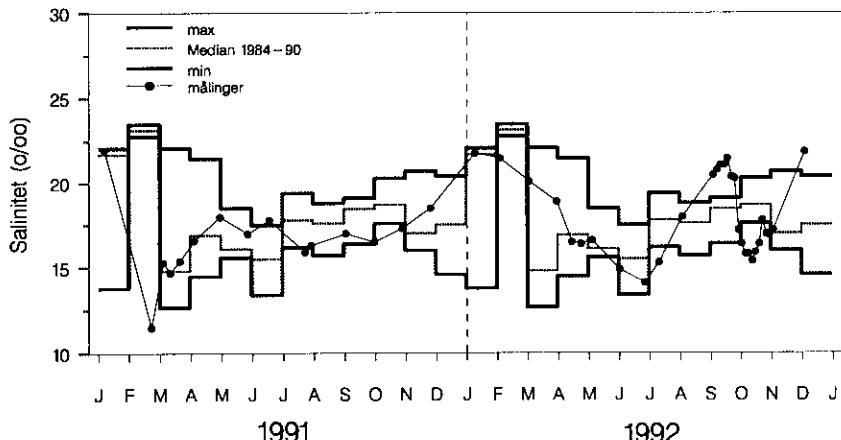
Årsvariation

Generelt udviser saltholdigheden en stor sæsonbetinget variabilitet med store udsving om vinteren og små udsving om sommeren (Figur 3.2). På grund af det sparsomme datamateriale er det vanskeligt at udtale sig om en sæsonvariation i medianværdien, men med støtte i data fra Storebælt kan det siges, at saliniteten oftest er lav om foråret i forbindelse med forårsudstrømnningen fra Østersøen og høj om vinteren i forbindelse med vinterstormene fra vestlige retninger, der først presser salt nordsøvand ind i de danske farvande, og for det andet giver anledning til stor vertikal blanding.

"Salinitetsbølgen"

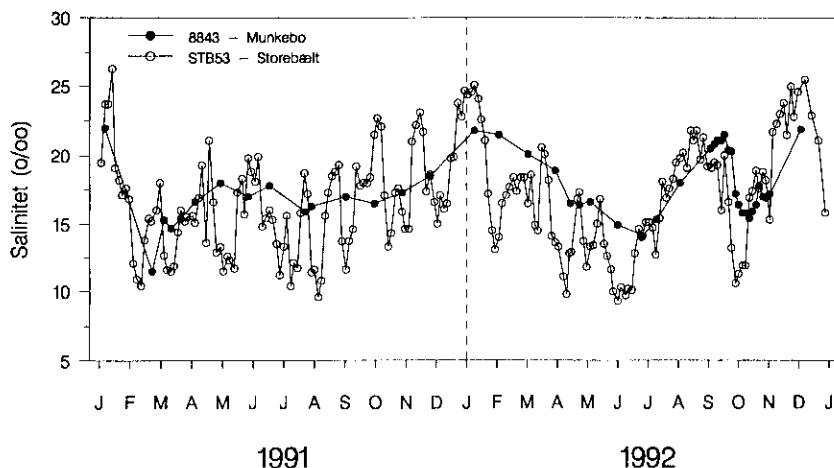
Saltholdigheden på station 8843 var i 1991 indenfor minimum- og maksimumsintervallet. Variationen i saltholdigheden i 1992 var meget atypisk, idet der forekom en karakteristisk "salinitetsbølge" (Figur 3.2). Den startede i juni 1992 fra et meget lavt niveau, og nåede en usædvanlig høj saltholdighed i september 1992. Derefter faldt den hurtigt ned på en usædvanlig lav saltholdighed i oktober 1992. Med henvisning til ovenstående afsnit om vandskiftets afhængighed af saltholdigheden i Storebælt kan den store variation i saltholdigheden i 1992 og den store solindstråling i maj/juni 1992 anføres som to ydre påvirkninger, som kan have haft indflydelse på det biologisk set specielle år 1992.

Figur 3.2. Variation af saltholdigheden i 1991 og 1992 i overfladen på station 8843 i Kertinge Nor ved Munkebo sammenholdt med den månedsvise minimumsværdi, medianen og maksimumsværdien for målingerne i perioden 1984-1990. De statistiske størrelser er baseret på 4 års målinger.



Stedlig variation

Den stedlige variation af saltholdigheden fra Storebælt og ind gennem Kertinge Nor til Kertinge Nor er vist i Figur 3.3. I forbindelse med den kraftige "salinitetsbølge" i 1992 kan man se, at saltholdigheden i Kertinge Nor følger med saltholdigheden i Storebælt, men forsinket ofte flere uger. Som følge af tidsforsinkelsen er responsen i Kertinge Nor ofte mindre end i Storebælt.



Figur 3.3. Variationen af saltholdigheden i overfladen på station STB53 i Storebælt (se Figur 2.1) og station 8843 i Kertinge Nor i 1991 og 1992 (se Figur 5.1).

3.2.4 Vandtemperatur

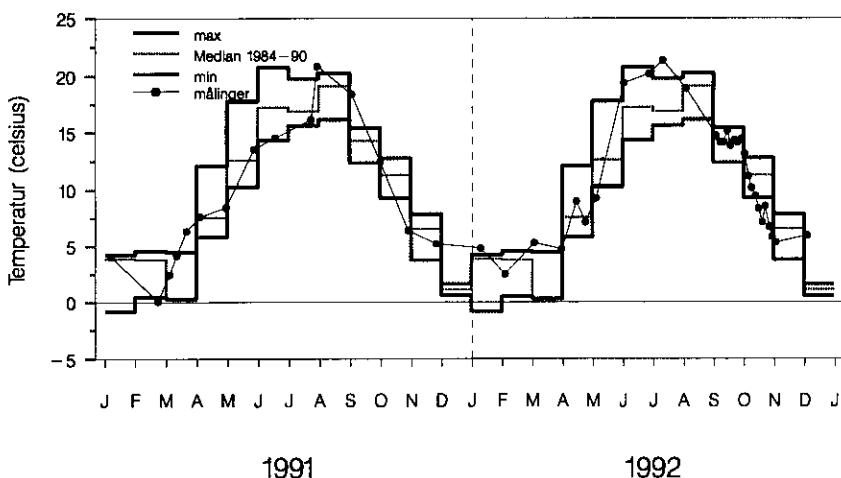
Årsvariation

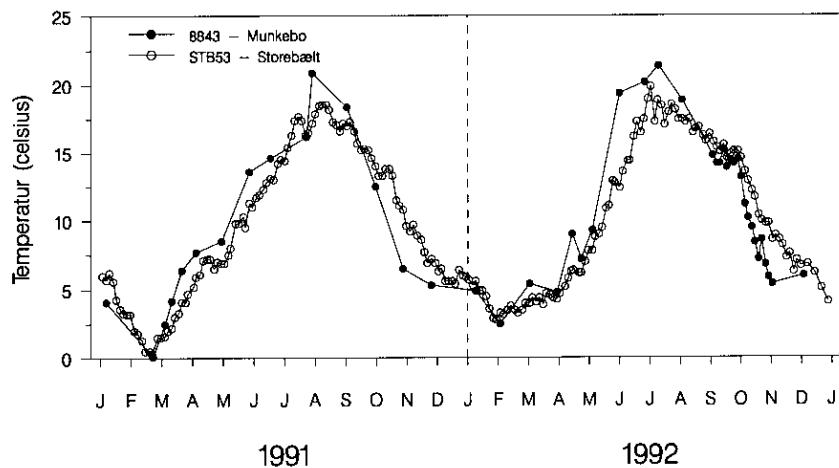
Generelt udviser vandtemperaturen i Kertinge Nor en ringe afvigelse fra målinger fra perioden 1984-90 (Figur 3.4). Vandtemperaturen var lav sidst i april og begyndelsen af maj 1992, men meget høj i begyndelsen af juni 1992 og frem til begyndelsen af august. Dette kan knyttes sammen med den høje solindstråling og de høje lufttemperaturer i slutningen af maj og i juni 1992 som tidligere omtalt.

Stedlig variationen

Forskellen i vandtemperaturen fra Storebælt og ind gennem fjorden er meget lille (Figur 3.5). Dette viser, at vandtemperaturen overordnet er bestemt af de regionale meteorologiske forhold. Undtaget herfra er situationen i foråret 1992, hvor de højeste temperaturer fandtes inderst på station 8841 i Kertinge Nor, og hvor temperaturen var aftagende udefter til Storebælt.

Figur 3.4. Tidslig variation af temperaturen i overfladen på station 8843 i Kertinge Nor i 1991 og 1992 sammenholdt med de månedlige minimums, median og maksimums værdier af målingerne fra perioden 1984-1990. De statistiske størrelser er baseret på 4 års målinger.





Figur 3.5. Variationen af vandtemperaturen i overfladen på station STB53 i Storebælt (se Figur 2.1) og station 8843 i Kertinge Nor i 1991 og 1992 (se Figur 5.1).

3.2.5 Iltforhold

Ilt i bundvandet

Der er ikke i perioden 1980-1991 målt iltkoncentrationer under 4 mg l^{-1} i bundvandet i Kerteminde Fjord undtagen den 22. august 1984, hvor iltkoncentrationen i bundvandet blev målt til $3,9 \text{ mg l}^{-1}$. Kerteminde Fjord er kun lagdelt i meget korte perioder om sommeren, hvorfor der konstant tilføres ilt til bundvandet, og iltsvind i vandfasen undgås. Der er dog ofte observeret belægninger med hvide svovlbakterier på sedimentet og i trådalgemåtter i både Kertinge Nor og i Kerteminde Fjord. I sommerperioden i 1991 observeredes desuden kraftigt iltsvind i den sydligste del af Kertinge Nor (se afsnittene 6, 7, 8 og 9). Betydningen af iltsvindene for omsætningen af næringssalte er behandlet i Christensen *et al.*, 1994, og iltsvindenes betydning for det pelagiske system er behandlet i Riisgård *et al.*, 1994.

4. Næringsstofkilder

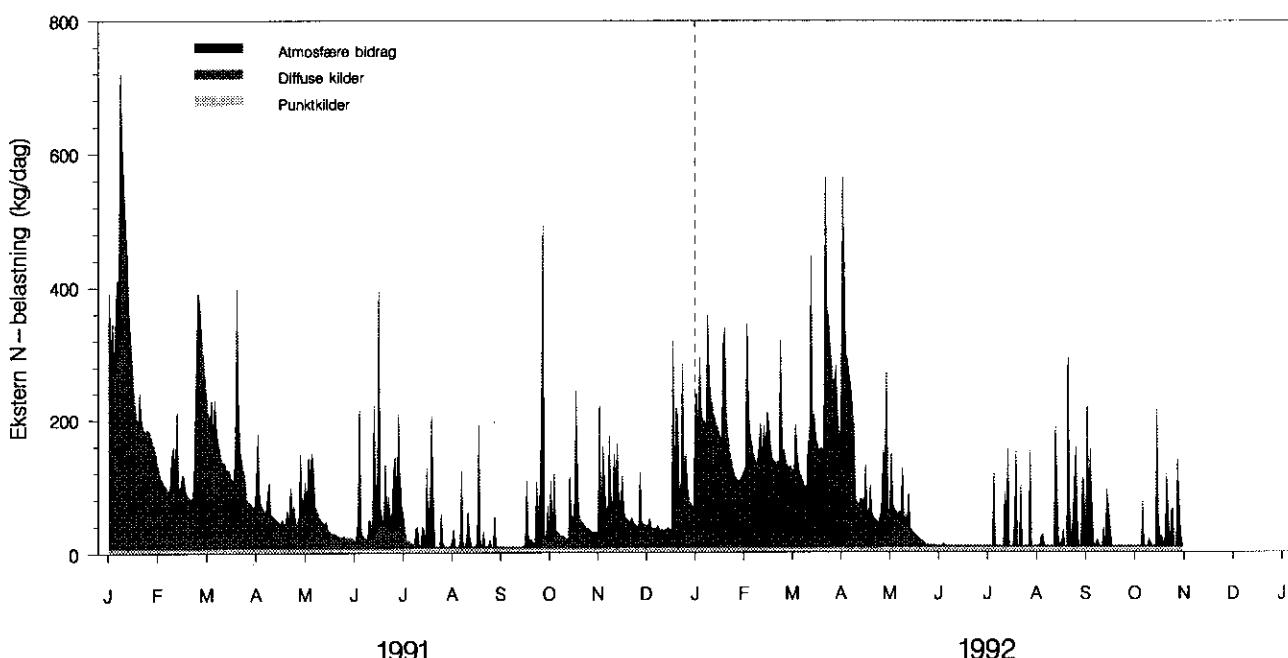
Definitioner

Kertinge Nor/Kerteminde Fjord belastes med næringsstoffer fra eksterne kilder fra land og fra atmosfæren og fra interne kilder i sedimentet. Næringsstofbelastningen fra land udgøres af udledninger fra punktkilder og diffuse kilder. Punktkilderne er udledninger fra renseanlæg, ukloakerede landsbyer og spredt bebyggelse og regnbetingede overløb. Næringsstofafstrømningen fra diffuse kilder (diffus afstrømning) består af landbrugsafstrømning og baggrundsbelastning. Det atmosfæriske bidrag udgøres af våd depositionen, der er den mængde næringsstoffer, der tilføres vandoverfladen direkte via nedbøren. Den interne belastning er frigivelse/optagelse af næringsstoffer fra sedimentets overflade.

4.1 Årsvariation

Kvælstofbelastning

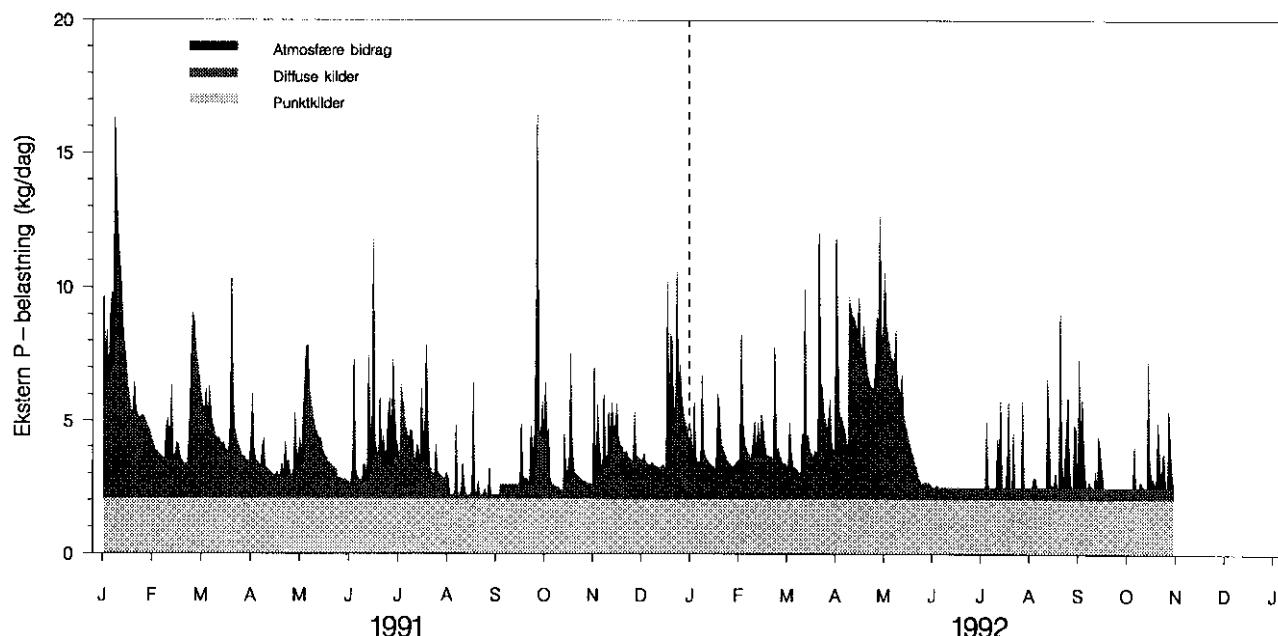
Kvælstofbelastningen af Kertinge Nor fra eksterne kilder varierede betydeligt begge år. Den største belastning fandt sted i vinterhalvåret, hvor den diffuse belastning udgjorde langt den største del (Figur 4.1). Det atmosfæriske bidrag faldt her oftest sammen med store bidrag fra diffuse kilder i forbindelse med nedbør. Kvælstofbelastningen fra punktkilderne var kun i sommer- og efterårs månederne af betydning og udgjorde her sammen med det atmosfæriske bidrag hele eller størstedelen af den samlede tilførsel af kvælstof til Kertinge Nor.



Figur 4.1. Den daglige eksterne belastning af Kertinge Nor 1991 og 1992 med total kvælstof. Belastningen er opdelt i punktkilder, diffuse kilder og atmosfærisk bidrag.

Fosforbelastning

Både fosforbelastningen fra de tilbageværende punktkilder og fra de diffuse kilder var hele året væsentlig for den samlede fosforbelastning fra eksterne kilder af Kertinge Nor (Figur 4.2). Det atmosfæriske bidrag var derimod af mindre betydning for fosforbelastningen i de to år.



Figur 4.2. Den daglige eksterne belastning af Kertinge Nor 1991 og 1992 med total fosfor. Belastningen er opdelt i punktkilder, diffuse kilder og atmosfærisk bidrag.

4.2 Udvikling

4.2.1 Næringsstofbelastning fra land

Belastningsreduktionen og Vandmiljøplanen

Den årlige næringsstofbelastning af Kertinge Nor/Kerteminde Fjord fra land var i 1985, før udledningerne fra renseanlæggene stoppede, ca. 86 tons kvælstof og 9,1 tons fosfor (Tabel 4.1 og 4.2). I 1991, efter at spildevandet var blevet afskåret fra fjorden, var den årlige næringsstofbelastning fra land ca. 48 tons kvælstof og 2,1 tons fosfor pr. år. Belastningen fra land er således reduceret med 39 tons kvælstof og 7,0 tons fosfor svarende til en reduktion på 45% for kvælstof og 78% for fosfor. Det svarer, med hensyntagen til de usikkerheder beregningen er behæftet med, til de reduktionsprocenter, der er foreskrevet i Vandmiljøplanen på 50% for kvælstof og 80% for fosfor.

Den reducerede punktkil- debelastning

Reduktionen i næringsstofbelastningen fra land er sket i belastningen fra punktkilderne. Udledningen af kvælstof fra punktkilder er i forbindelse med spildevandsafskæringen blevet reduceret med 88% til Kertinge Nor og 85% til Kerteminde Fjord (Tabel 4.1 og 4.2). Udledningen af fosfor fra punktkilder er tilsvarende reduceret med 79% til Kertinge Nor og 92% til Kerteminde Fjord.

Tabel 4.1. Næringsstofbelastningen af Kertinge Nor fra land i 1985 før vedtagelsen af Vandmiljøplanen og i 1991 efter fjernelsen af udledningerne fra renseanlæggene. Belastningerne er angivet som tons total kvælstof og tons total fosfor pr. år.

	Tons kvælstof år^{-1}			Tons fosfor år^{-1}		
	Punktkilder	Diffuse kilder	I alt	Punktkilder	Diffuse kilder	I alt
1985	20	23	43	3,7	0,6	4,3
1991	2,4	23	25	0,8	0,6	1,4
Reduktion	18	0	18	2,9	0	2,9
Reduktion i %	88%	0%	41%	79%	0%	68%

Tabel 4.2. Næringsstofbelastningen af Kerteminde Fjord fra land i 1985 før vedtagelsen af Vandmiljøplanen og i 1991 efter fjernelsen af udledningerne fra renseanlæggene. Belastningerne er angivet som tons total kvælstof og tons total fosfor pr. år.

	Tons kvælstof år^{-1}			Tons fosfor år^{-1}		
	Punktkilder	Diffuse kilder	I alt	Punktkilder	Diffuse kilder	I alt
1985	20	23	43	3,8	1,0	4,8
1991	3,0	20	23	0,3	0,4	0,7
Reduktion	17	3	20	3,5	0,6	4,1
Reduktion i %	85%	13%	47%	92%	60%	85%

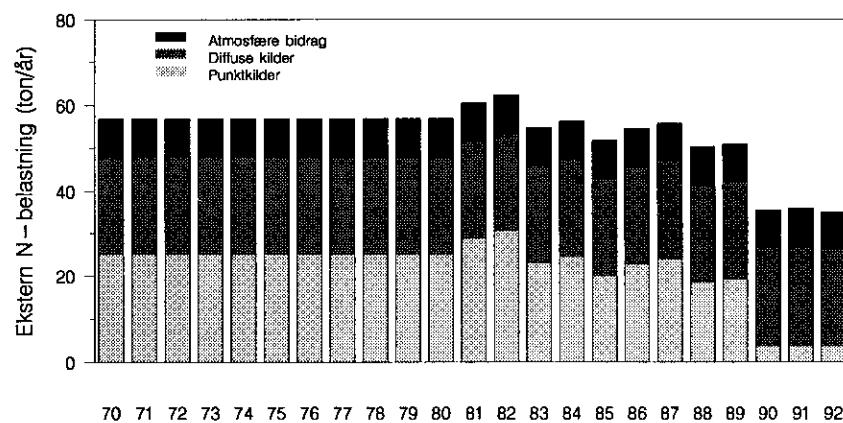
Diffuse kilder

Beregningen af den diffuse afstrømning til Kertinge Nor i 1991 er baseret på målinger af afstrømningen i 3 vandløb i oplandet (Figur 2.4). Den diffuse afstrømning til Kertinge Nor i 1985 er beregnet ud fra et gennemsnitligt arealbidrag for 1980-90 baseret på målinger i den nærliggende Geels Å (Tabel 4.1). Den diffuse afstrømning til Kerteminde Fjord i 1991 er på lignende måde beregnet ud fra et arealbidrag baseret på målinger i Geels Å i 1991 (Tabel 4.2). Den reduktion i den diffuse afstrømning til Kerteminde Fjord fra 1985 til 1991, der fremgår af Tabel 4.2, skyldes at den diffuse afstrømning var lille i 1991 som følge af ringe nedbør.

4.2.2 Udvikling i den eksterne belastning

Kvælstofbelastning

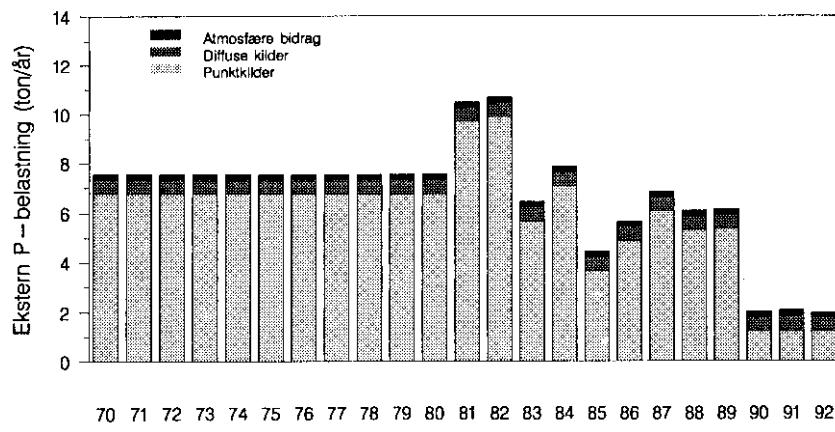
Den årlige kvælstofbelastning af Kertinge Nor blev mærkbart reduceret i 1990 med fjernelsen af udledningen fra renseanlæggene (Figur 4.3). Efter 1990 udgør udledningen fra diffuse kilder og det atmosfæriske bidrag langt hovedparten af den årlige eksterne kvælstofbelastning af Kertinge Nor.



Figur 4.3. Udviklingen i den eksterne belastning af Kertinge Nor med total kvælstof i perioden 1970-1992 opdelt på punktkilder, diffuse kilder og atmosfærisk bidrag.

Fosforbelastning

Belastningen af Kertinge Nor med total fosfor er aftaget meget væsentligt i 1990 med afskæringen af renseanlæggene i oplandet. Bidraget fra punktkilderne (resterende enkeltliggende ejendomme) udgør dog stadig mere end 50% af det samlede bidrag til Kertinge Nor (Figur 4.4).



Figur 4.4. Udviklingen i den eksterne belastning af Kertinge Nor med totalfosfor i perioden 1970-1992 opdelt på punktkilder, diffuse kilder og atmosfærisk bidrag.

4.2.3 Den samlede næringsstofbelastning

Udviklingen i den samlede næringsstofbelastning af Kertinge Nor inkl. den interne nettobelastning og det atmosfæriske bidrag fremgår af Tabel 4.3. Den samlede belastning er beregnet for 1985 før afskæringen af spildevandet fra renseanlæggene og for 1991 efter afskæringen. Det atmosfæriske bidrag og den interne nettobelastning er beregnet for 1991 og sat til samme størrelse i 1985. Den interne belastning er beregnet ved hjælp af den matematiske model MIKE11 (Christensen *et al.*, 1994).

Tabel 4.3. Den samlede belastning af Kertinge Nor/Kerteminde Fjord med næringsstofferne kvælstof og fosfor i 1985 og 1991.

	Tons kvælstof pr. år		Tons fosfor pr. år	
	1985	1991	1985	1991
Punktkilder	20 (29%)	2,4 (5%)	3,7 (41%)	0,8 (13%)
Diffuse kilder	23 (33%)	23 (44%)	0,6 (7%)	0,6 (10%)
Atmosfærebidrag	9,3 (13%)	9,3 (18%)	0,2 (2%)	0,2 (3%)
Intern nettobelastning	17 (25%)	17 (33%)	4,5 (50%)	4,5 (74%)
Ialt	69 (100%)	52 (100%)	9,0 (100%)	6,1 (100%)
Reduktion i belastning 85-91	17 (25%)		2,9 (32%)	

Intern belastning

I 1991 udgjorde den interne belastning 33% af den samlede kvælstofbelastning og 74% af den samlede fosforbelastning af Kertinge Nor. Den interne belastnings andel er stigende fra 1985 til 1991 for både kvælstof og fosfor, alene fordi punktkildebelastningen er blevet reduceret kraftigt.

Den interne nettobelastning er også beregnet for 1992 med MIKE11 modellen. Den interne nettobelastning i Kertinge Nor i 1992 er beregnet til 82 tons kvælstof og 5,9 tons fosfor, hvilket er væsentligt over niveauet fra 1991 på 17 tons kvælstof og 4,5 tons fosfor. Den samlede kvælstofbelastning i 1992 af Kertinge Nor kan således beregnes til ca. 117 tons, hvilket er 70% mere end i 1985, før renseanlæggene blev afskåret. Den samlede fosforbelastning var 7,5 tons i 1992, hvilket er 17% mindre end i 1985.

4.2.4 Diskussion

Den interne belastning sker primært i planternes vækstperiode i sommermånederne, hvor især kvælstofbelastningen fra diffuse kilder er helt i bund. For sommeren 1991 er den interne nettobelastning af Kertinge Nor således beregnet til i størrelsesordenen 200 kg kvælstof og 40 kg fosfor dag⁻¹. I 1992 er den interne nettobelastning i sommerperioden derimod beregnet til 700 kg kvælstof og 70 kg fosfor dag⁻¹. I Tabel 4.4 er vist et overslag over udviklingen i den samlede daglige næringsstofbelastning i sommerperioden, idet den interne belastning i 1985 er sat lig med den interne belastning i 1991. Fra 1985 til 1991 er den daglige næringsstofbelastning i sommerperioden blevet reduceret med 15-17% som følge af reduktionen i spildevandsudledningerne. Fra 1985 til 1992 er den samlede næringsstofbelastning derimod blevet forøget med 285% for kvælstof og 142% for fosfor som følge af den store interne belastning denne sommer og på trods af den reducerede spildevandsudledning.

Tabel 4.4. Overslag over udviklingen i den daglige samlede næringsstofbelastning af Kertinge Nor i sommerperioderne i 1985, 1991 og 1992 .

	1985	1991	1992
Kg N pr. dag	280	232	800
Kg N pr. dag	52	44	74

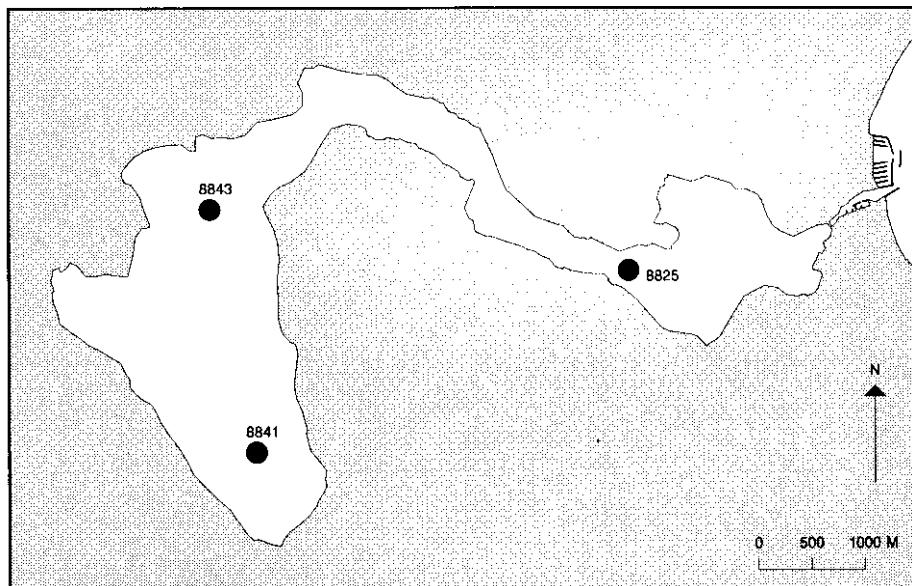
Den interne belastning i Kertinge Nor har således betydet, at næringsstoftilgængeligheden i planternes og algernes vækstsæson har været næsten den samme i det første par år efter afskæringen af spildevandet og endda meget større i 1992. Det må således konkluderes, at den interne belastning i et område som Kertinge Nor kan overskygge en belastningsreduktion, der er i størrelsesorden med målene i vandmiljøplanen, i mere end 2 år. Vedrørende beregninger og målinger af den interne belastning og opstillingen af et næringsstofbudget for fjorden henvises til Christensen *et al.*, 1994.

5. Næringsstoffer

5.1 Indledning

Prøver og analyser

Vandprøver til analyse for næringsstoffer er indsamlet hver måned i 1990, 1991 og 1992 på stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor og station 8825 i Kerteminde Fjord (Figur 5.1). Prøvetagningen på station 8825 blev dog først indledt september 1990 ved iværksættelsen af projektet. Prøverne blev indsamlet med vandhenter på 1,0 m's dybde og bragt i analyse på laboratoriet samme dag. Analyserne er udført efter retningslinier i Dansk Standard. De anvendte analysemetoders nedre grænseværdi er for nitrat/nitrat-N $0,36 \mu\text{mol l}^{-1}$, for ammonium-N $0,71 \mu\text{mol l}^{-1}$ og for fosfat-P $0,16 \mu\text{mol l}^{-1}$. Koncentrationer, der er mindre end grænseværdien, er her sat til grænseværdien. Station STB53 i Storebælt er valgt som referencestation for målingerne i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord (Figur 2.1). Her er foretaget prøvetagning 2 gange hver uge i hele prøvetagningsperioden.



Figur 5.1. Stationskort med vandkemistationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor og station 8825 i Kerteminde Fjord.

5.2 Kvælstof

5.2.1 Årsvariation

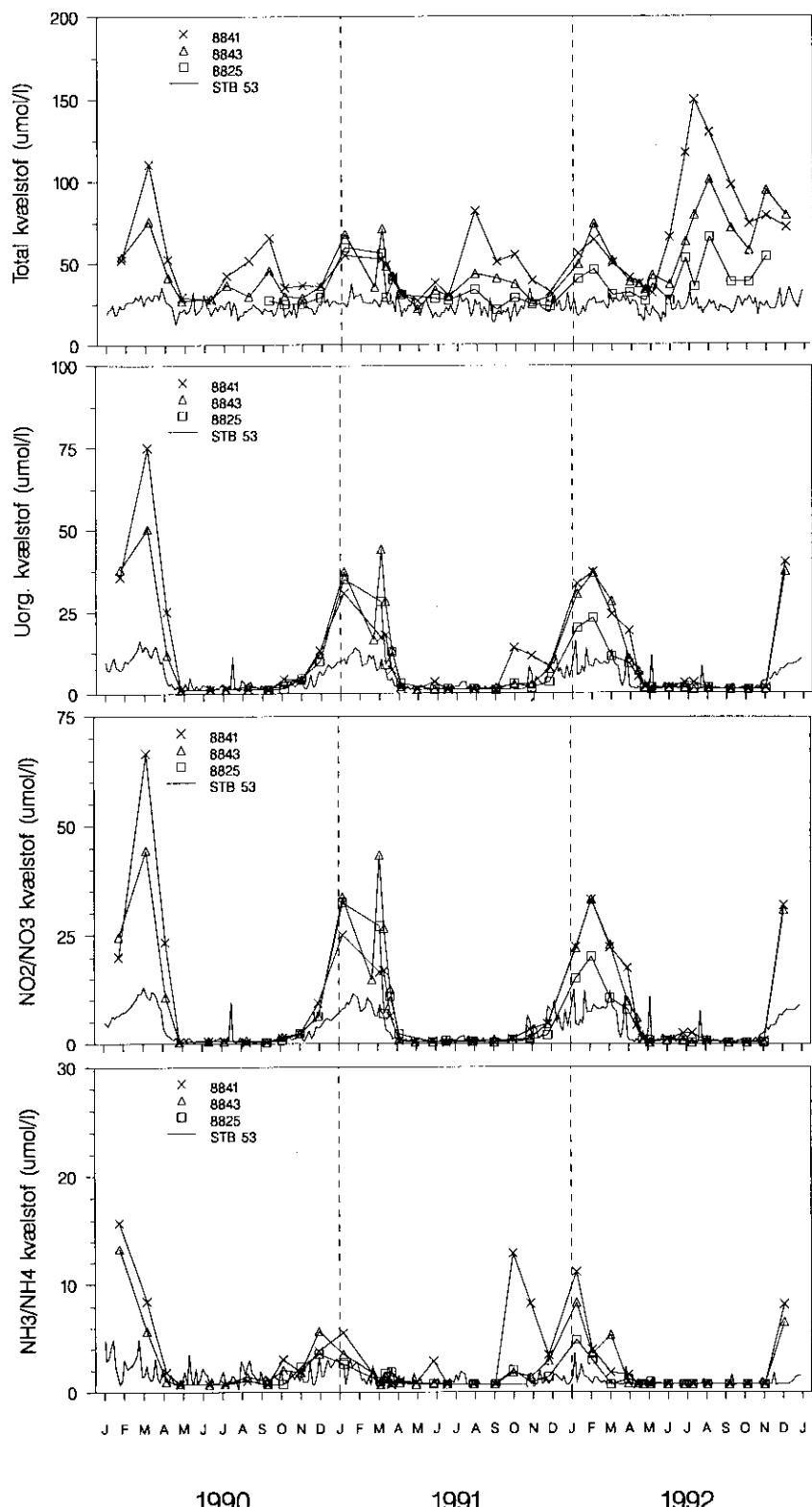
Stigende koncentration ind i fjorden

I Storebælt var koncentrationen af total kvælstof forholdsvis stabil året igennem på $20-30 \mu\text{mol N l}^{-1}$ i alle 3 undersøgelsesår (Figur 5.2). Fra Storebælt og ind gennem Kerteminde Fjord og Kertinge Nor til station 8841 var koncentrationen af total kvælstof stigende året igennem i alle 3 undersøgelsesår. I Kertinge Nor optræder de største koncentrationer af total kvælstof i forbindelse med høje koncentrationer af uorganisk kvælstof i januar/februar som følge af en stor afstrømning fra land med næringsrigt ferskvand.

Kvælstofbegrænsning om sommeren

Fra april og frem til oktober var koncentrationen af uorganisk kvælstof meget lav og ofte under den anvendte detektionsgrænse for nitrit/nitrat- og ammonium-kvælstof. Kvælstof har således været potentielt begrænsende for planktonalgernes primærproduktion i sommerperioden. Koncentrationerne af total kvælstof var derimod stigende gennem sommeren, hvilket var mest

markant i 1992, hvor koncentrationen af total kvælstof i juni steg stærkt op til et maksimum på ca. $150 \mu\text{mol-N l}^{-1}$ i forbindelse med masseopblomstringen af planktonalger. De høje koncentrationer på 50 - $100 \mu\text{mol N l}^{-1}$ holdt sig 1992 ud. Dette forløb kan forklares som resultatet af den interne belastning med kvælstof i sommerperioden. Det uorganiske kvælstof er blevet indbygget løbende i biomassen af planktonalger.



Figur 5.2. Årsvariationen i koncentrationen af total kvælstof, uorganisk kvælstof, nitrit/nitrat-kvælstof og ammonium-kvælstof i 1990-1992 i Storebælt og i Kertinge Nor/Kertemind Fjord.

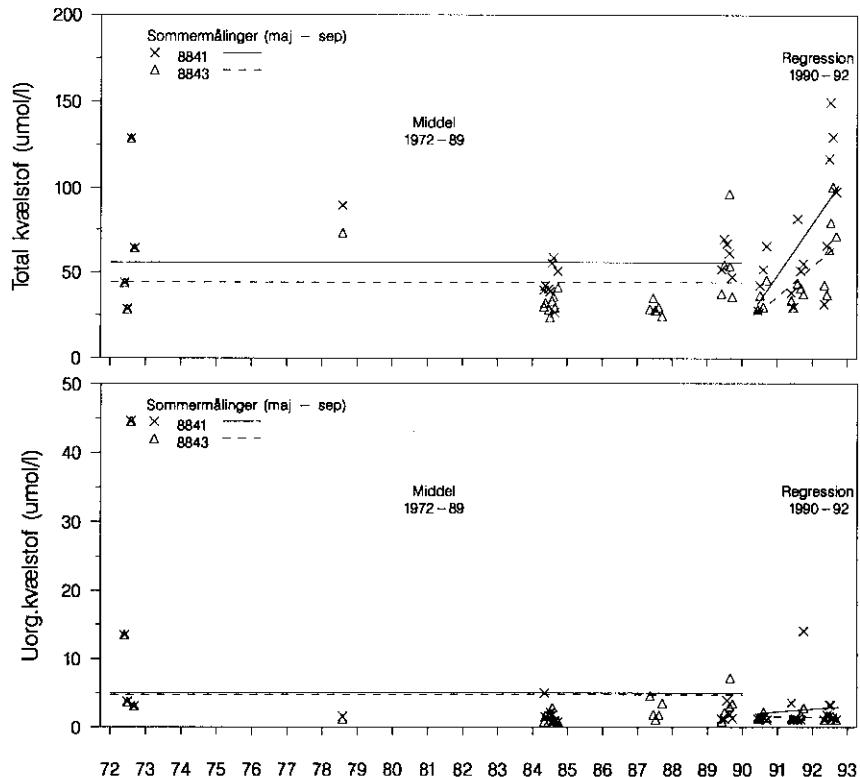
Afgivende herfra forekom i sommerperioderne i 1990 og 1991 høje koncentrationer af ammoniumkvælstof på 2 - $13 \mu\text{mol l}^{-1}$ særlig på den inderste station 8841, hvilket tilskrives frigivelse fra bunden i forbindelse med iltsvind under og i trådalgemætterne. I sommerperioden i 1992, hvor trådalgemætterne var

Uændret koncentration af total kvælstof undtagen i 1992

meget svagt udviklede i Kertinge Nor, var koncentrationen af ammonium-kvælstof konstant meget lav.

5.2.2 Udvikling

Sommerkoncentrationen af total kvælstof og uorganisk kvælstof kan antages at have været uændret i perioden 1972-1989, indtil renseanlæggene blev afskåret, hvorfor der er vist en middel for perioden i Figur 5.3. Koncentrationen af total kvælstof i sommerperioden har været uændret på begge stationer i Kertinge Nor på et niveau på ca. $50 \mu\text{mol l}^{-1}$ i perioden 1972-91. I 1992 steg den til $75-150 \mu\text{mol l}^{-1}$. Koncentrationen af uorganisk kvælstof er faldet fra ca. $5 \mu\text{mol l}^{-1}$ i perioden 1972-89 til $2-3 \mu\text{mol l}^{-1}$ i 1990-1992.



Figur 5.3. Udviklingen i kvælstofkoncentrationerne i sommerperioderne (maj-september) i perioden 1972-1992 på stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor. Middel for perioden 1972-1989 og en regressionslinie for målingerne i perioden 1990-1992 er indtegnet.

5.3 Fosfor

5.3.1 Årsvariation

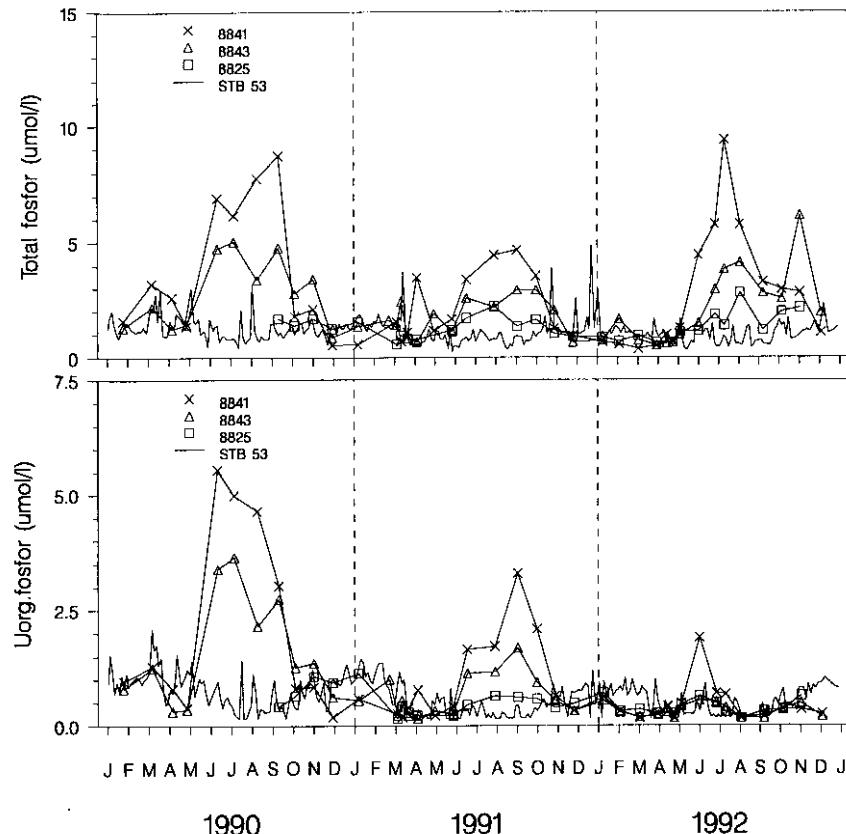
I Kertinge Nor var koncentrationen af total fosfor væsentligt højere i sommerhalvåret end i vinterhalvåret alle 3 undersøgelsesår primært i form af et markant overskud af uorganisk fosfor (Figur 5.4). I sommerperioderne var koncentrationen af total fosfor da også stigende fra $0,5-2 \mu\text{mol l}^{-1}$ i Storebælt til $2-9 \mu\text{mol l}^{-1}$ inde i fjorden. Dette forhold kan tilskrives den store interne fosforbelastning i sommerperioden.

Høje sommerkoncentrationer

Fosforbegrænsning om foråret

I somrene i 1990 og 1991 fandtes en stor del af puljen af total fosfor som uorganisk fosfor. I 1992 derimod var koncentrationen af uorganisk fosfor så lav i Kertinge Nor i sommerperioden, at fosfor i korte perioder kan have været begrænsende for primærproduktionen. Puljen af uorganisk fosfor er således blevet optaget i planktonalgerne.

I forbindelse med forårsmaksimaet var koncentrationen af uorganisk fosfor meget lav alle 3 år og potentielt begrænsende for primærproduktionen.



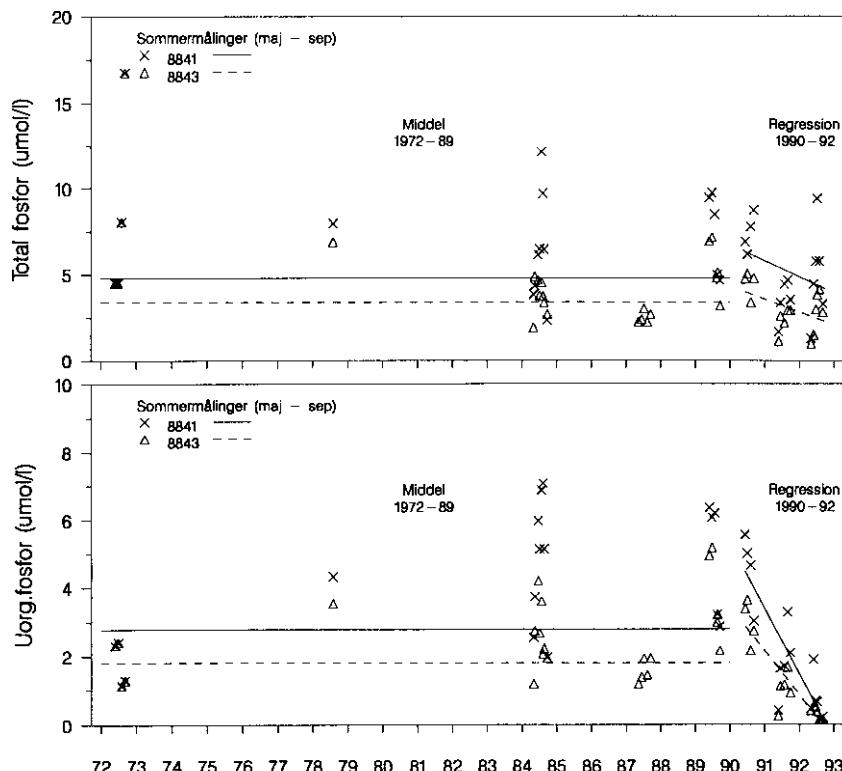
Figur 5.4. Årsvariationen i koncentrationen af total fosfor og uorganisk fosfor i 1990, 1991 og 1992 i Storebælt og i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.

Faldende fosforkoncentration

5.3.2 Udvikling

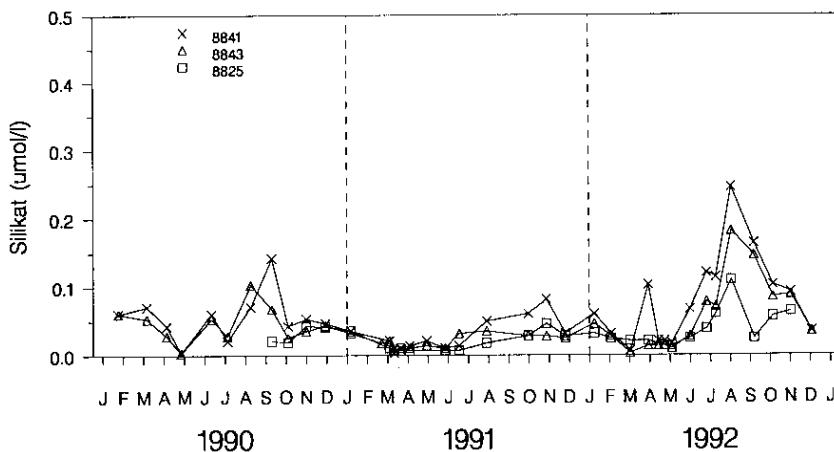
Koncentrationen af total fosfor i Kertinge Nor i sommerperioderne maj - september har været næsten uændret i perioden 1972 - 1992, dog med faldende koncentrationer i 1991 (Figur 5.5). Koncentrationen af uorganisk fosfor i sommerperioden har været faldende fra 3-4 $\mu\text{mol l}^{-1}$ i perioden 1972-1990 til < 1 $\mu\text{mol l}^{-1}$ i 1992.

Figur 5.5. Udviklingen i fosforkoncentrationerne i sommerperioderne (maj-september) i perioden 1972-1992 på stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor. Middel for perioden 1972-1989 og en regressionslinie for målingerne i perioden 1990-1992 er indtegnet. Der er anvendt middel for perioden 1972-90, dels fordi der kun findes få målinger fra perioden 1972-84, og dels fordi punktkildebelastningen kan antages at have været konstant i den periode.



5.4 Silikat

I forbindelse med forårmaksimaet faldt silikatkonzcentrationen helt til 0,03-0,05 $\mu\text{mol l}^{-1}$ i alle 3 år (Figur 5.6). I sommerperioden i 1992 var silikatkonzcentrationen væsentlig højere end i sommerperioderne i 1990 og 1991.



Figur 5.6. Årsvariationen i koncentrationen af silikat i perioden 1990-1992 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.

5.5 Konklusion

Der kunne gennem hele undersøgelsesperioden konstateres overkoncentrationer af både kvælstof og fosfor i Kertinge Nor i forhold til niveauet i Storebælt. I vinterperioderne skyldtes overkoncentrationerne primært høje næringsstofkoncentrationer i afstrømningen fra land, mens de i sommerperioderne skyldtes den interne belastning.

I sommerperioderne var koncentrationerne af uorganisk kvælstof så lave, at kvælstof har været potentielt begrænsende fra april til oktober for primærproduktionen. I forårsperioderne var koncentrationen af uorganisk fosfor så lav, at fosfor kan have været begrænsende for primærproduktionen i forbindelse med forårmaksimaet.

Der har ikke kunnet konstateres fald i koncentrationerne af kvælstofnæringsstoffer i sommer- og vinterperioderne 1972-92. Koncentrationen af fosfor-næringsstoffer har været uændret i vinterperioderne 1972-92, men er reduceret i sommerperioderne i 1991-92. I 1991 var koncentrationen af total fosfor lavere end i de andre år.

6. Plankton

6.1 Indledning

Prøvetagning

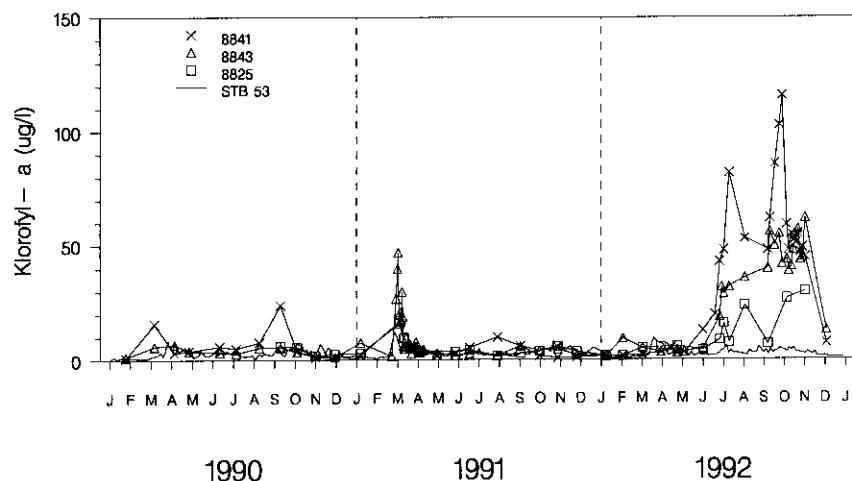
Vandprøver til måling af indholdet af klorofyl *a* og størrelsen af planktonalgernes primærproduktion blev indsamlet månedsvis på stationerne 8825 i Kerteminde Fjord og 8841 og 8843 i Kertinge Nor i perioden 1990-1992 (Figur 5.1). Prøverne blev indsamlet sammen med vandprøverne til nærings-saltmåling (afsnit 5) med vandhenter og analyseret på laboratoriet samme dag. Planktonalgernes primærproduktion blev målt i inkubator med radioaktivt mærket kulstof-14 efter DS 2201. Sigtdybden blev målt i felten.

6.2 Klorofyl *a* og sigtdybde

6.2.1 Årsvariation

Lave klorofyl *a* koncentrationer i 1990 og 1991

I 1990 og 1991 varierede klorofyl *a* koncentrationen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord som i Storebælt mellem 1 og 10 $\mu\text{g l}^{-1}$ (Figur 6.1). Kun ved forårsmaksimaet i marts og ved et efterårsmaksimum i september var koncentrationen oppe på 10-47 $\mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$. Det markante forårsmaksimum på station 8843 i 1991 er beskrevet gennem daglige prøvetagninger i februar og marts måned. I juli 1991 blev der konstateret lokale opblomstringer af planktonalger i Kertinge Nor med koncentrationer på op til 65-75 $\mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$. Disse målinger er ikke vist på Figur 6.1. Opblomstringerne skyldtes en kraftig frigivelse af næringsstoffer under lokale iltsvindshændelser. Udenfor områderne med iltsvind var klorofyl *a* koncentrationerne kun 1-2 $\mu\text{g l}^{-1}$.



Figur 6.1. Klorofyl *a* koncentrationen 1990, 1991 og 1992 på station STB53 i Storebælt, station 8825 i Kerteminde Fjord og stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor.

Høje klorofyl *a* koncentrationer i sommer og efterår 1992

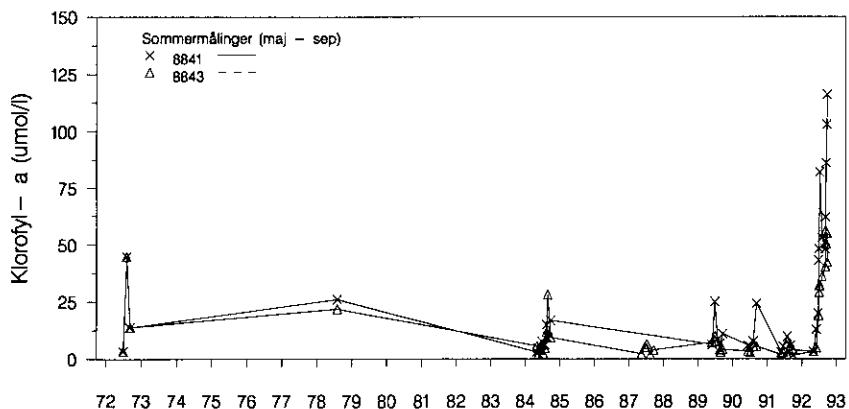
I 1992 steg klorofyl *a* koncentrationen i juni/juli til 50-116 $\mu\text{g l}^{-1}$ med de højeste koncentrationer inderst i Kertinge Nor på station 8841 og aftagende udefter mod Storebælt. De høje klorofyl *a* koncentrationer holdt sig i Kertinge Nor indtil november/december 1992.

6.2.2 Udvikling

Høje klorofyl *a* koncentrationer i 1970'erne

I Kertinge Nor var klorofyl *a* koncentrationen i sommerperioden (maj-september) væsentlig højere i 1970'erne (3-44 $\mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$) end i 1980'erne

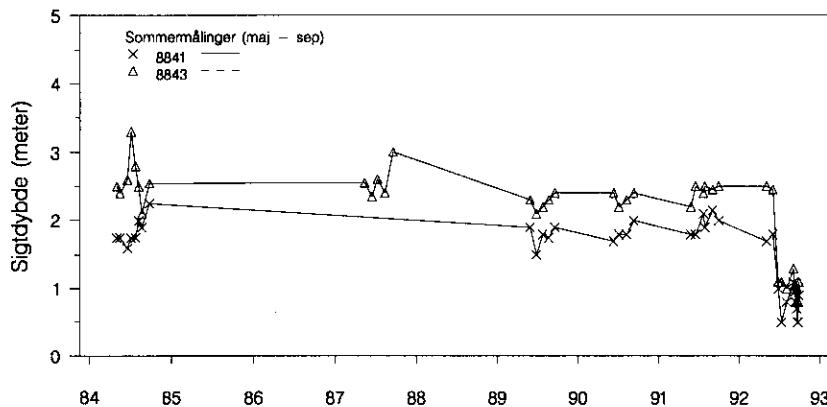
og frem til medio 1992 (Figur 6.2). I sommerperioden 1992 steg klorofyl *a* koncentrationen meget kraftigt.



Figur 6.2. Klorofyl *a* koncentrationen i sommerperioderne maj-september i 1972-1992 på stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor.

Øget sigtdybde fra 1970'-erne til 1980'erne

I 1978 blev sigtdybden målt til ca. 1 m. I perioden 1984-juni 1992 var der sigt til bunden på både station 8841 og 8843 i Kertinge Nor. Fra juni 1992 faldt sigtdybden markant til 0,5-1 m (Figur 6.3).



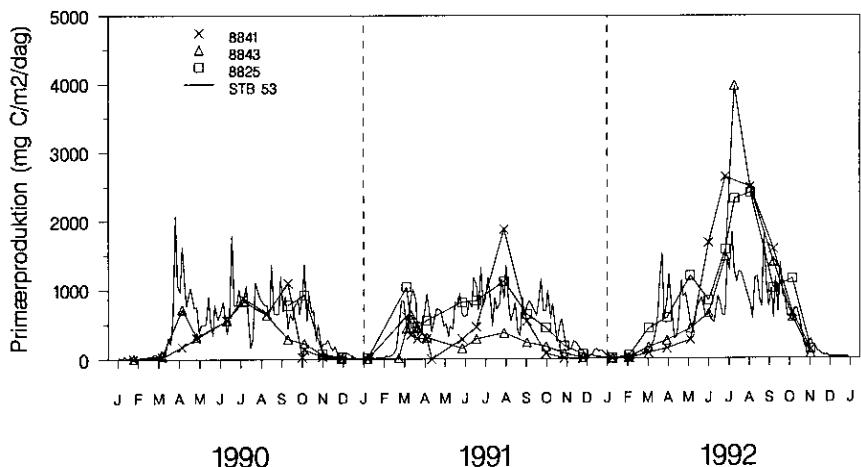
Figur 6.3. Målte sigtdybder i sommerperioderne maj-september i 1984-1992 på stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor.

6.3 Primærproduktion

6.3.1 Årsvariation

Planktonalgernes primærproduktion, målt som $\text{mg C m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$, var som forventet meget lav om vinteren frem til februar/marts (Figur 6.4). Herefter steg primærproduktionen hurtigt i forbindelse med et kortvarigt forårsbloom. I sommerene 1990 og 1991 var primærproduktionen lavere i Kertinge Nor end i Storebælt. I sommerperioden i 1992 derimod var primærproduktionen væsentlig højere i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord end i Storebælt.

Øget primærproduktion i sommeren 1992

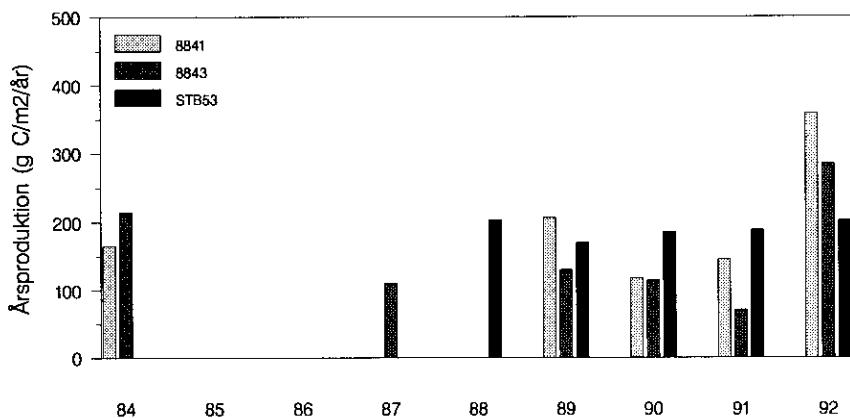


Figur 6.4. Planktonalgernes primærproduktion målt som $\text{mg C m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$ i Storebælt (station STB53), Kerteminde Fjord (station 8825) og Kertinge Nor (stationerne 8841 og 8843) i perioden 1990-1992.

Årsproduktionen var faldende i 1990-91, men øgedes i 1992

6.3.2 Udvikling

Planktonalgernes primærproduktion beregnet som årsproduktion var faldet betydeligt i 1990/1991 på station 8825 i Kerteminde Fjord og stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor (Figur 6.5). I 1992 derimod øgedes årsproduktionen så kraftigt i fjorden, at årsproduktionen var væsentlig større i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord på 1,5-2,5 m's dybde end i Storebælt på 30 m's dybde.



Figur 6.5. Planktonalgernes primærproduktion målt som $\text{g C m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ på station STB53 i Storebælt og stationerne 8841 og 8843 i Kertinge Nor.

6.4 Auto- og heterotroft plankton

6.4.1 Materialer og metoder

Prøvetagningen

Prøvetagningen blev foretaget hver måned i perioden 1990-1992 på stationerne 8841, 8843 og 8825 (Figur 5.1). Der blev indsamlet kvalitative prøver ved at foretage vertikale træk med planktonnet med maskestørrelserne 20 µm og 100 µm til bestemmelse af henholdsvis det autotrofe plankton og ciliaterne og af mesozooplanktonet. Straks efter prøvetagningen blev prøverne fikseret med sur lugol. Prøverne blev opbevaret i klare glasflasker.

De kvantitative prøver blev udtaget ved hjælp af en vandhenter fra dybderne 0,2 m og 2,0 m, og fra 4,0 meter på station 8825 i Kerteminde Fjord. De kvantitative prøver blev udtaget til bestemmelse af artssammensætning, koncentrationer og biomasser af fytoplankton, ciliater, hetero- og autotrofe flagellater, pelagiske bakterier samt mesozooplankton. De 6-7 liter store

vandprøver til mesozooplankton blev opkoncentreret ved hjælp af planktonnet med en maskestørrelse på 100 µm.

Oparbejdning af prøver af autotroft plankton

Oparbejdningen af de kvantitative prøver af det autotrofe plankton og ciliaterne blev foretaget ved hjælp af omvendt mikroskop ved anvendelse af Utermöhl's sedimentationsteknik (Utermöhl, 1958). Der blev anvendt 10 ml sedimentationskamre. Sedimentationstiden var >19 timer. Optællingen blev foretaget ved henholdsvis 100x, 200x eller 320x forstørrelse, afhængigt af hvilke organismer der blev optalt.

Måling af biomasse

De forskellige autotrofe planktonarter og ciliatarter blev opmålt, og deres biovolumen og kulstofindhold blev beregnet ud fra de gennemsnitlige lineære dimensioner. Det traditionelle fytoplankton, det auto- og heterotrofe nanoplankton og ciliaterne, blev opmålt og beregnet efter retningslinier udarbejdet af Edler (1979). For de planktonarters vedkommende, som ikke blev opmålt, blev der anvendt konstante volumener og kulstofværdier.

Nanoplankton og bakterier

Den kvantitative oparbejdning af det auto- og heterotrofe nanoplankton samt de pelagiske bakterier blev foretaget ved epifluorescens mikroskopi som beskrevet i Andersen & Sørensen (1986). I de tilfælde, hvor der blev anvendt lugolfikserede prøver, blev metodikken ændret, så de lugolfikserede prøver først blev tilsat thiosulfat for at fjerne lugolen, hvorefter de blev fikseret med ubufferet 5% formalin til en slutkoncentration på 1,5%. For bakterierne blev der regnet med et konstant volumen på $0,09 \mu\text{m}^3$ pr. bakterie og et kulstofindhold på $9,9 \times 10^{-15} \text{ g C}$ pr. bakterie (Ferguson & Rublee, 1976).

Mesozooplankton

Den kvantitative oparbejdning af mesozooplanktonet blev foretaget ved hjælp af en kombination af anvendelse af omvendt mikroskop og stereolup. I tilfælde med store koncentrationer af mesozooplanktonorganismer blev der udtaget passende delprøver til tælling.

Måling af biomasse

De forskellige mesozooplanktonarter blev ligeledes opmålt, og deres biovolumen og kulstofindhold blev beregnet. For copepodernes og muslingelarvernes vedkommende blev der anvendt passende formler (Tabel 6.1). De andre mesozooplanktonarters biomasser blev estimeret ved anvendelse af faste biomasseværdier for forskellige størrelsesklasser af de pågældende arter ifølge Møhlenberg (1988). Biomasserne for de arter, der ikke findes formler og faste biomasser for, blev estimeret ved at beregne organismernes biovolumen ud fra simple geometriske formler.

Tabel 6.1. Anvendte formler ved beregning af mesozooplanktonbiomasse.

Copepoder:

Calanoide copepoder generelt:

$$W = 0,04 \times L^3 \quad (\text{McCauley 1984})$$

Cyclopoide copepoder:

Oithona similis og Paroithona parvula

$$W = 0,016 \times L^{2,2} \quad (\text{Choen & Lough 1981})$$

W = vådvægt i mg; L = total længde (mm) - børsterne på furcaen.

Muslingelarver:

$$W = 2,78 \times 10^{-9} \times L^{3,49} \quad (\text{Jespersen & Olesen 1982})$$

W = tørvægt i µg; L = skallængde (µm)

Kulstofberegning

Planktonet i Kerteminde Fjord lignede planktonet i Storebælt

Følgende omregningsfaktorer blev anvendt ved omregning fra biovolumen til vådvægt, tørvægt og kulstof:

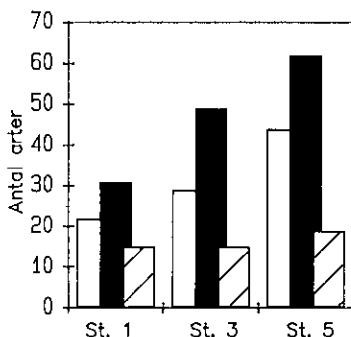
$$\text{vådvægt} = \text{biovolumen} \times \text{massefylde (g cm}^{-3}\text{)}$$

$$\text{tørvægt} = \text{vådvægt} \times 0,13$$

$$\text{kulstof} = \text{tørvægt} \times 0,37$$

6.4.2 Planktonet i 1990 og 1991

Artssammensætningen på station 8825 i Kerteminde Fjord af både det auto- og heterotrofe plankton var karakteristisk for Kattegat/Storebælt med f.eks. store autotrofe furealger af slægten *Ceratium* og *Dinophysis*, kiselalger af slægten *Rhizosolenia*, *Chaetoceros*, *Guinardia* og *Cerataulina*. Lejlighedsvis blev der registreret arter fra den indre del af fjorden, f.eks. den mixotrofe furealge *Gymnodinium sanguineum* og små cyanobakterier. For mesozooplanktonets vedkommende var det karakteristisk, at der på station 8825 i Kerteminde Fjord var en række copepod- og dafniearter samt larvaceer og smågople, som er almindelige i Kattegat/Storebælt.



Figur 6.6. Aftagende antal registrerede arter af autotrof plankton, ciliater og mesozooplankton fra station 8825 (5) i Kerteminde Fjord til station 8843 (3) og 8841 (1) i Kertinge Nor i 1990/91.

På stationerne 8841 og 8843 inde i Kertinge Nor var fytoplanktonet domineret af relativt få arter, som er karakteristiske for lavvandede eutrofierede fjordområder. Det drejer sig f.eks. om kiselalgen *Skeletonema costatum*, de små autotrofe furealger *Katodinium rotundatum* og *Heterocapsa triquetra*, den mixotrofe nøgne furealge *Gymnodinium sanguineum* samt små (<10 µm) ubestemte nøgne furealger. Endvidere blev furealgen *Oxyrris marina*, som typisk forekommer i forbindelse med iltsvind i lavvandede fjordområder, registreret i Kertinge Nor i forbindelse med et iltsvind i juli måned 1991.

Ved de fleste prøvetagninger faldt antallet af registrerede planktonarter til det halve fra Kerteminde Fjord til Kertinge Nor (Figur 6.6), primært fordi mange af de typiske Kattegat-/Storebæltarterarter i Kerteminde Fjord, ikke kunne genfindes i prøverne fra Kertinge Nor.

Forskellen i artssammensætningen i det autotrofe plankton ind gennem Kerteminde Fjord og Kertinge Nor indikerer, at store relativt langsomt voksende arter, som er almindelige i Storebælt og Kerteminde Fjord, ikke kan overleve i Kertinge Nor. Det skyldes sandsynligvis et relativt højt græsningstryk fra vandmanden (*Aurelia aurita*) og søpungen (*Ciona intestinalis*). Det er således kun arter med et højt vækstpotentiale eller arter, som ved deres adfærd er i stand til at undgå at blive græsset, der kan opretholde store populationer i Kertinge Nor. Det gælder typisk små arter som *Skeletonema costatum*, *Katodinium rotundatum*, små nøgne flagellater, ciliaterne *Strombidium delicatissima* og *Lohmaniella oviformis* og arter fra slægten *Balanion* eller større arter som f.eks. *Gymnodinium sanguineum* og *Nematodinium armatum*.

Lavt artsantal i mesozooplanktonet i Kertinge Nor

For mesozooplanktonet var det karakteristisk, at antallet af holoplanktonarter var lavt i Kertinge Nor i forhold til i Kerteminde Fjord, fordi mange af de typiske Kattegat-/Storebælt holoplanktonarter, som blev registreret på i Kerteminde Fjord, ikke kunne genfindes i Kertinge Nor. Det gælder f.eks. arterne *Paracalanus parvus*, *Pseudocalanus minutus*, *Eurytemora hirundoides*, *Temora longicornis*, *Acartia clausii*, *Acartia bifilosa*, *Acartia discaudata* og marine dafnier fra slægterne *Podon* og *Evadne*. Endvidere blev der kun lejlighedsvis registreret store individer af de forskellige arter i Kertinge Nor. Mesozooplanktonet på stationerne i Kertinge Nor bestod af få arter, enten hjuldyr, benthiske harpacticoidé copepoder eller meroplankton. Det vil sige

arter, som enten har et højt vækstpotentiale, eller som ikke er afhængige af at skulle gennemføre hele deres livscyklus i pelagialet.

Antal ciliatarter

Vandmændene græsser på mesozooplanktonet og reducerer artsantallet

Også antallet af ciliatarter var faldende ind gennem Kerteminde Fjord til Kertinge Nor. Det lavere artsantal inde i Kertinge Nor skyldtes, at flere arter af tintinnider og oligotrichne ciliater af slægten *Strombidium* kun blev registreret i Kerteminde Fjord.

Fordelingen af mesozooplanktonarterne ind gennem Kerteminde Fjord og Kertinge Nor viser, at langsomt voksende arter, som reproducerer i de frie vandmasser, som f.eks. de calanoide copepoder, kan transporteres ind i Kertinge Nor fra Storebælt, men de er ikke i stand til at opretholde deres populationer her trods rigelig fødetilgængelighed. Dette gælder begge år, men specielt i 1992. Det samme mønster ses for det autotrofe plankton. Inde i Kertinge Nor blev der derimod registreret en række arter, som enten er hurtigt-voksende (hjuldyr), eller som ikke reproducerer i de frie vandmasser, f.eks. de harpacticoidne copepoder og bunddyrlarver. Artssammensætningen i Kertinge Nor indikerer, at mesozooplanktonet er blevet græsset med en rate, der umuliggør overlevelse og opbygning af populationer af de langsomtvoksende holoplanktonarter f.eks. copepoderne. Arter, som kan vokse hurtigt, eller som rekrutteres fra benthos, kan derimod eksistere i Kertinge Nor. Den primære græsset på mesozooplanktonet i Kertinge Nor er sandsynligvis vandmanden (*Aurelia aurita*).

Forårsopblomstring i februar 1991

Kiselalger og furealger i sommerperioden i 1991

Lokale iltsvind fører til masseforekomster i juli 1991

I 1991 blev der registreret en klassisk forårsopblomstring af kiselalger på alle 3 stationer. Biomassen kulminerede i slutningen af februar med en meget høj biomasse på $47 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$ (svarende til $1.500-2.500 \mu\text{g C l}^{-1}$). Efter den primære forårsopblomstring blev der registreret høje biomasser af nanoflagellater og små autotrofe furealger på de øvrige stationer. I slutningen af april og begyndelsen af maj blev der registreret en sekundær forårsopblomstring, som var domineret af nanoflagellater og den autotrofe ciliat *Mesodinium rubrum*. Den sekundære opblomstring var størst inde i noret, hvor der især på station 8843 blev registreret høje biomasser af *Mesodinium rubrum*.

I den efterfølgende sommerperiode var planktonbiomassen meget varierende. På stationerne i Kertinge Nor var planktonbiomassen domineret af skiftevis kiselalger og furealger, mens den på stationen i Kerteminde Fjord var domineret af kiselalger.

I slutningen af juli blev der registreret et lokalt iltsvind i den sydlige del af Kertinge Nor. I forbindelse hermed blev der i juli specielt på station 8841 og i mindre grad på station 8843, registreret en opblomstring af kiselalger og nanoflagellater. Der blev igen registreret normale iltforhold i Kertinge Nor ca. en uge efter iltsvindet. Lige efter iltsvindet blev der gennemført en ekstraordinær indsamling af planktonprøver og målt klorofyl *a* på 2 stationer, som lå indenfor det område, der blev ramt af iltsvind og på 2 stationer udenfor området. Målingerne viste markant forhøjede fytoplanktonbiomasser i det område, der havde været ramt af iltsvindet med biomasser på $65-75 \mu\text{g Chl } a \text{ l}^{-1}$ og $1.700 \mu\text{g C l}^{-1}$. I den øvrige del af Kertinge Nor blev der registreret relativt lave fytoplanktonbiomasser på $1-2 \mu\text{g Chl } a \text{ og } 50 \mu\text{g C l}^{-1}$. Planktonet var domineret af autotrofe organismer. Der blev ikke registreret forhøjede autotrofe biomasser i juli i den centrale del af Kertinge Nor.

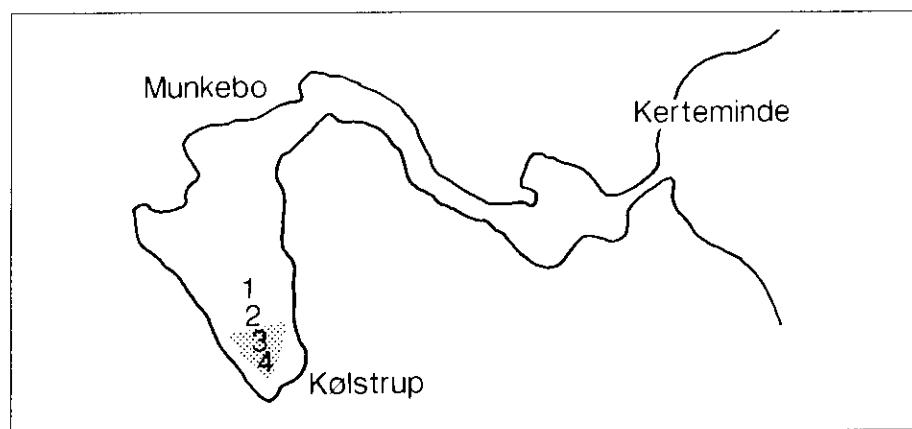
Efterårets plankton havde lave biomasser mest bestående af furealger

Biomasserne af det autotrofe plankton var højere i 1992 end i 1991

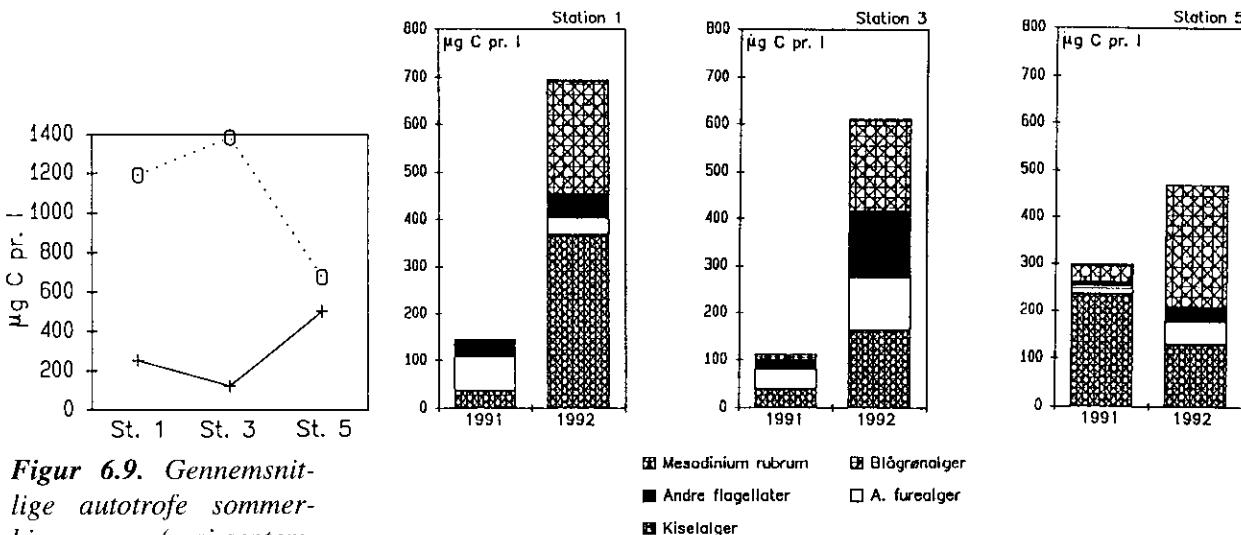
I den efterfølgende sensommer- og efterårsperiode blev der registreret faldende biomasser, som inde i Kertinge Nor var domineret af den mixotrofe nøgne furealge *Gymnodinium sanguineum*, mens biomassen på station 8825 i Kerteminde Fjord var domineret af store kiselalger af slægten *Rhizosolenia*.

6.4.3 Planktonet i 1992

Det autotrofe biomasseniveau var markant højere på alle stationer i 1992 end i 1991 (Figur 6.8 og 6.9), med biomasseniveauer (gennemsnit) om sommeren på 1192-1386 µg C l⁻¹ i Kertinge Nor. Biomassen var i 1992 domineret af kiselalger og blågrønalger på begge stationer i Kertinge Nor, mens blågrønalgerne i 1991 var uden kvantitativ betydning (Figur 6.8). De maksimale biomasser blev på begge stationer registreret sidst i juli. I 1991 blev det højeste biomasseniveau på station 8841 ligeledes registreret i juli, mens det på station 8843 blev registreret i forbindelse med den sekundære forårsopblomstring i april.



Figur 6.7. Omtrentlig angivelse af iltsvindsområdet i Kertinge Nor i juli 1991 og placeringen af de fire iltsvindsstationer.

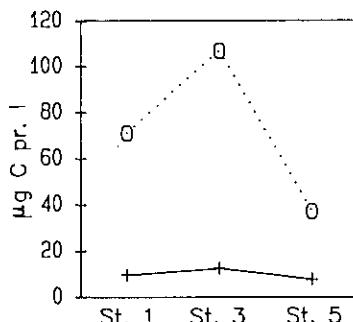


Figur 6.9. Gennemsnitlige autotrofe sommerbiomasser (maj-september) på de 3 stationer i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord i årene 1991 og 1992.

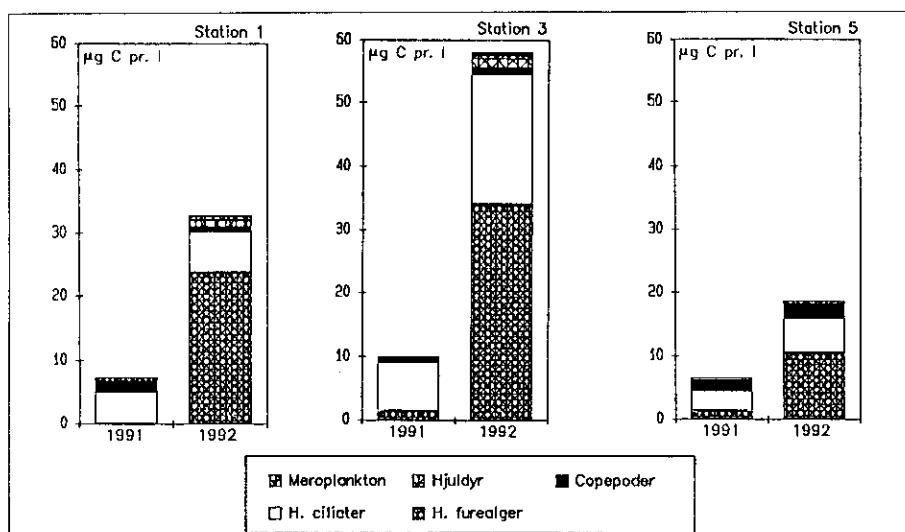
Biomassen af det heterotrofe plankton var højere i 1992 end i 1991

Det heterotrofe biomasseniveau var også markant højere i 1992 end i 1991 på alle 3 stationer (Figur 6.10). De højeste biomasser blev som for det autotrofe planktons vedkommende registreret i Kertinge Nor. I begge år var biomasserne domineret af protozoer (Figur 6.11). I 1991 dominerede ciliater-

ne biomassen hele året, mens de heterotrofe furealger repræsenteret ved den store nøgne *Nematodinium armatum* dominerede biomassen i 1992 fra midten af juni og året ud. Biomasserne af copepodnauplier og hjuldyr var også steget på stationerne i Kertinge Nor, mens biomassen af harpacticoidé copepoder var faldet markant på station 8841 og på samme niveau som i 1991 på station 8843. Biomassen af meroplankton var steget svagt på begge stationer fra 1991 til 1992. Resultaterne vedrørende det heterotrofe planktons udviklinger i perioden 1990-1993 på alle 3 stationer er vist i Riisgård *et al.*, 1994.



Figur 6.10. Gennemsnitlige heterotrofe sommerbiomasser (maj-september) på de 3 stationer i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord i årene 1991 og 1992.



Figur 6.11. De gennemsnitlige heterotrofe biomasser i 1991 og 1992 fordelt på de taxonomiske overgrupper på stationerne 8841 (1) og 8843 (3) i Kertinge Nor og 8825 (5) i Kerteminde Fjord.

Sekundær forårsopblomstring af små furealger og ciliater i 1992

Voldsom opblomstring af kiselalger i maj-juli 1992

Stor opblomstring af ciliater og furealger i juli 1992

I 1992 blev der ikke registreret nogen markant forårsopblomstring af kiselalger i Kertinge Nor, mens der i Kerteminde Fjord blev registreret en relativt langvarig og sen opblomstring af kiselalger. I Kertinge Nor var forårsperioden, som i 1991, karakteriseret ved skiftende dominans af nanoflagellater, små autotrofe furealger og kiselalger. Den sekundære forårsopblomstring blev, som i 1991, registreret i april og var i Kertinge Nor domineret af *Mesodinium rubrum* og små furealger. I Kertinge Nor blev der registreret meget lave kiselalgebiomasser i forbindelse med den sekundære forårsopblomstring. Planktonsuccesionalerne i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord forløb således meget ens i forårsperioderne 1991 og 1992.

I løbet af maj 1992 blev der, i modsætning til i 1991, registreret en voldsom planktonudvikling. I løbet af perioden maj-juli, steg algebiomassen stærkt på stationerne i Kertinge Nor. Biomasserne var som i 1991 først domineret af kiselalgen *Skeletonema costatum*, men blev i løbet af juni afløst af en anden kiselalge den lille *Stephanodiscus hantzschii*. Sammen med *Skeletonema costatum* blev prymnesiophyceen *Chrysochromulina parkae* igen registreret, dog ikke med så høje biomasser som under masseforekomsten i 1991.

I forbindelse med sammenbruddet af populationen af *Skeletonema costatum* og opblomstringen af *Stephanodiscus hantzschii* i juli blev der registreret voldsomme populationsudviklinger af ciliater og store heterotrofe furealger, som har et højt græsningstryk på kiselalgebiomassen.

Kiselalgerne blev afløst af blågrønalger i masseforekomst i august 1992

I august 1992 blev de store furealger afløst af små furealger

"Grønvandet" sommer

Blågrønalgerne forblev i masseforekomst indtil december 1992

PSP producerende furealge i 1991

Masseforekomst af stilkalge ved iltsvind

Kolonidannende cyanobakterie i masseforekomst i 1992

Kiselalgebiomasserne forblev høje indtil slutningen af juli, hvorefter de stort set forsvandt og blev afløst af høje biomasser af små (< 2 µm) ubestemte blågrønalger uden heterocyster. Det er således ikke sandsynligt, at de kunne fiksere N₂. Den eneste umiddelbare forklaring på, at de kunne opretholde de meget høje biomasser i så lang tid, er, at de er i stand til at hæmme væksten hos andre grupper af fytoplanktonalger, og at de har en ringe værdi som føde for deres potentielle græssere blandt de små heterotrofe furealger, nanoflagellater og ciliater.

De store nøgne heterotrofe furealge blev registreret med høje biomasser frem til starten af august, hvorefter de blev afløst af små (<15 µm) ubestemte nøgne heterotrofe furealger, som sandsynligvis har kunnet græsse på blågrønalgerne.

Sommerperioden i 1992 blev således "grønvandet", i modsætning til den "klarvandede" sommerperiode i 1991. Den voldsomme kiselalgeudvikling i perioden fra midten af maj til midten af juli indikerer, at den biologiske struktur i noret må være brutt sammen, med en stor nettoflux af uorganiske næringsstoffer fra benthos til pelagialet som resultat. Det er muligvis forårsaget af den stærkt stigende temperatur i kombination med iltsvind eller begyndende sammenbrud af de store mængder trådalger.

I den resterende del af sommer- og efterårsperioden, helt frem til midten af november, blev der registreret masseforekomst af de små ubestemte blågrønalger. Først hen i december blev der registreret et markant fald i biomassen af blågrønalger, mens biomassen af kisel- og furealger steg igen. På station 8825 blev blågrønalgeopblomstringen registreret senere end inde i Kertinge Nor.

6.4.4 Ekseptionelle arter

Forekomsterne af følgende planktonorganismer kan karakteriseres som ekseptionelle, da arterne enten ikke tidligere er blevet registreret her i landet eller ikke tidligere registreret i tilsvarende koncentrationer.

Alexandrium minutum, en autotrof furealge, som producerer PSP-giftstoffer (Paralyserende Skaldyrs Forgiftning), blev registreret med relativt høje koncentrationer i Kertinge Nor. Den maksimale koncentration på 42,1 celler pr. ml blev registreret på station 8841 i juni måned 1991 (Andersen, 1994). Den er ikke tidligere blevet registreret i vore farvande, men er almindeligt forekommende op langs den portugisiske, spanske og franske atlanterhavskyst samt i Middelhavet.

Chrysochromulina parkae, en prymnesiophycee ("stilkalge"), blev registreret i begge år i Kertinge Nor. I juli 1991 blev den registreret i masseforekomst i forbindelse med et voldsomt lokalt iltsvind i den sydlige del af Kertinge Nor (Andersen *et al.*, 1992), i juni 1992 i forbindelse med en opblomstring af *Skeletonema costatum* i hele noret, men ikke i så høje koncentrationer som i 1991.

I 1992 blev der registreret en langvarig opblomstring af en lille kolonidannende cyanobakterie, som sandsynligvis var en eller flere arter fra slægten *Pseudoanabaena*. Dominans af små cyanobakterier forekommer typisk i brakvandsområder som f.eks. Ringkøbing Fjord (Andersen, 1994), men ses ellers sjældent i de kystnære danske farvande og fjorde.

*Heterotrof furealge i
masseforekomst i 1992*

*Græsserne kontrollerede
fytoplanktonet i 1991
mens trådalgerne var
intakte*

*Fra juni 1992 kunne
græsserne ikke kontrolle
fytoplanktonet*

*Fytoplanktonet havde et
højt vækstpotentiale, når
der blev frigivet nærings-
stoffer*

*Ingen ændringer i fytoplanktonet, der kan
relateres til belastnings-
reduktionen*

*Ny prøvetager udviklet til
total zooplankton*

Nematodinium armatum, en stor nøgen heterotrof furealge, blev registreret i sommerperioden 1992 i høje koncentrationer. Den er ikke tidligere rapporteret fra danske farvande, men er kendt fra f.eks. den sydlige Nordsø (Drebes, 1974).

6.4.5 Diskussion

I 1991 retableredes det økologiske system efter iltsvindet, idet der efterfølgende udvikledes et benthisk domineret system i Kertinge Nor, med lave biomasser i pelagialet. I det meste af sommerperioden i 1991 var "græsserne" tilsyneladende i stand til at kontrollere de pelagiske biomasser. Det skal dog bemærkes, at fytoplanktonet i sommerperioden også har været i konkurrence om uorganiske næringsstoffer med de store trådalgebiomasser.

I 1992 blev der ikke registreret markante iltsvind i Kertinge Nor, men planktonudviklingen i noret i perioden maj-juli indikerer, at der har været et mere omfattende sammenbrud i den biologiske struktur og næringsstofkredsløbet i hele området, end det der blev registreret i juli 1991. Sammenbruddet var så omfattende, at den "normale" biologiske struktur ikke kunne retableres. Der udvikledes derfor et pelagisk domineret system med meget høje pelagiske biomasser af både auto- og heterotrofe organismer, mens de benthiske makrofytter aldrig opnåede samme biomasseniveau som i 1991. Biomasseudviklingerne i perioden maj-august 1992 viser således, at de suspensionsernærende benthiske organismer i Kertinge Nor i den situation ikke var i stand til at kontrollere de pelagiske biomasser.

De registrerede biomasseudviklinger viser, at det autotrofe plankton i Kertinge Nor i perioder havde et højt potentiale for vækst, f.eks. under den kortvarige forårsopblomstring i 1991, samt i forbindelse med iltsvindet i 1991 og i perioden maj-juli 1992.

Undersøgelserne i 1991 og 1992 viser ikke en ændret udvikling i fyto- og zooplanktonet, der kan relateres til en reduceret næringsstofbelastning af fjorden. Den beskrevne udvikling for 1992 må derimod tilskrives en øget belastning fra sedimentet i forbindelse med iltsvindshændelser.

6.5 Zooplanktonets rolle i græsningskæden

Prøvetagning af zooplankton til biomassebestemmelse foretages normalt om dagen med en prøvetager i den frie vandmasse. En del zooplaktonarter migrerer imidlertid om natten fra den bentiske vegetation op i den frie vandmasse. Andre forbliver knyttet til vegetationen hele døgnet (Orth *et al.*, 1984). Ændringer i biomassen af den bentiske vegetation kan derfor forventes at have stor indflydelse på fordelingen af zooplanktonbiomassen og dermed på dens tilgængelighed for græsning fra fisk og vandmænd.

For at kunne bestemme det totale antal individer pr. arealenhed i zooplankton ($>140 \mu$), blev der udviklet en prøvetager, der, når den blev nedsenket gennem vandsøjlen, samlede al zooplankton og planter op inden for et areal på 25×25 cm. Når prøvetageren nåede bunden, blev plantematerialet snittet af lige over sedimentoverfladen. Det planteklæpnyttede zooplankton blev dermed indsamlet og kunne senere uddrives fra vegetationen. Der blev samtidig indsamlet kvantitative prøver af zooplankton i den frie vandmasse med en hjerteklapvandhenter. Aktiviteten og tætheden af fisk blev bestemt ved opfiskning og Brederfælder. Prøvetagningen fandt sted underst i Kertinge

Zooplankton tilknyttet vegetationen er proportional med plantebiomassen

Nor ud for Strandskovene og yderst i Kertinge Nor ved Munkebo på ca. 0.6 m vand.

6.5.1 Sammenhæng mellem zooplankton og plantebiomassen

Antallet af zooplanktonindivider tilknyttet plantebiomassen varierede betydeligt for de enkelte zooplanktongrupper i perioden juni-september 1992 på de to stationer. Der blev fundet en positiv korrelation mellem antal individer i de enkelte zooplanktongrupper og plantebiomassen (målt som gram tørvægt). Dog ikke for nauplierne, der normalt findes i den frie vandfase. Disse resultater er i god overensstemmelse med Downing (1986) og Lalonde & Downing (1992), der fandt en tilsvarende korrelation mellem zooplanktongrupperne og plantebiomassen. Denne korrelation var bedst i lavvandede områder.

Zooplanktonet er sorteret under mikroskop og opdelt i følgende grupper: harpacticider, copepoder, amphipoder, ostracoder, snegle, chironomider, hjuldyr, mider, nematoder, nereis og andre orme. Det var ikke muligt umiddelbart at erkende forskel i artssammensætningen af zooplanktonet taget fra den frie vandmasse og de plantetilknyttede inden for samme taxonomiske gruppe.

Tabel 6.1. Antallet af fritlevende zooplanktonindivider i procent af det totale antal (pr. arealenhed).

	19/6 92	7/7 92	28/7 92	25/8 92	23/9 92	2/11 92	22/12 92
Nematoder	16	50	15	0.0	6.6	2.4	30
Nereis	2.7	0.0	29	0.0	0.0	0.0	-
Orme	0.0	56	31	0.0	0.0	-	-
Ostracoder	3.6	21	4.9	0.0	7.6	0.0	8.8
Copepoder	4.9	4.9	12	39	4.9	11	28
Harpacticider	4.8	0.0	18	0.0	8.4	0.0	26
Amphipoder	3.3	18	8.1	0.5	7.5	0.0	28
Isopoder	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-	-
Chironomider	1.9	16	13	0.0	0.0	0.0	-
Nauplier	100	-	24	18	24	-	100
Hjuldyr	16	10	0.0	0.0	0.0	-	-
Snegle	2.8	18	0.0	0.0	5.3	0.0	44
Muslinger	-	0.0	-	0.0	0.0	-	-
Mider	1.6	8.7	6.5	1.3	14	1.7	19

Det totale antal zooplanktonindivider er ho-

For hver enkelt zooplanktongruppe er forholdet mellem antallet i den frie vandsøje og det totale antal pr. arealenhed blevet beregnet for hver prøve-

vedsageligt knyttet til planterne om natten

tagningsdag i 1992 (Tabel 6.1). I 67% af tilfældene viste relationerne, at mindre end 10% af zooplanktonet fandtes i den frie vandmasse. Det betyder, at mere end 90% af zooplanktonet var knyttet til vegetationen. I 96% af relationerne var antallet af zooplankton individer i vegetationen større end i den frie vandmasse. Kun nauplier optrådte lejlighedsvis udelukkende i den frie vandsøjle.

6.5.2 Døgnvariation

Zooplankton migrerer om natten

I marts og april 1993 blev der inden for samme døgn taget zooplanktonprøver i den frie vandmasse kl. 12 og kl. 23 (Tabel 6.2), samt udsat fælder til fisk. For at vurdere om fiskene kan græsse på zooplanktonet, må zooplanktonet være tilgængeligt, når fiskene er aktive. I marts, hvor planterne ikke var udviklet endnu, var mængden af zooplankton større om dagen end om natten, pånær for copepoderne, der var lige hyppigt forekommende om dagen og om natten. I april, hvor planterne var mere udviklet, var ikke mindst antallet af harpacticiderne og copepoderne 10-50 gange større om natten sammenlignet med prøver indsamlet om dagen. Nereis og ostracoder var mere talrige om dagen end om natten. Det kan skyldes, at vinden, der var kraftigere om dagen, ophvirvlede sediment, som er rig på både Nereis og ostracoder.

Tabel 6.3. Antallet af zooplanktonindivider ($< 20 \mu\text{m}$) m^{-3} ved prøvetagning om natten og om dagen i marts og april 1993.

Måned 1993		Nematod	Nereis	Ostracod	Copepod	Harpacticid	Hjuldyr	Mider
Marts	Dag	19050	150	250	2400	1050	52800	400
	Nat	6550	100	100	2850	600	7750	200
April	Dag	2700	24466	3166	267	33	0	166
	Nat	12500	4450	950	2100	1450	200	600

6.5.3 Kontrollerende faktorer

Flere undersøgelser har vist, at zooplanktonet migrerer ud fra planterne om natten for blandt andet at fouragere, og at aktive fisks tilstedeværelse kan få zooplanktonet til at skjule sig i beovnsninger (Bollens & Frost, 1989; Bollens et al., 1992). Disse forhold har stor betydning for, hvem der kan græsse på zooplanktonbiomassen. Kertinge Nor er domineret af en ekstrem stor bestand af hundestejler og vandmænd (afsnit 8.2 og 8.3). Hundestejlerne er i stand til at fouragere inde imellem planterne i modsætning til vandmændene, der er henvist til den frie vandmasse over planterne.

Fisk er inaktive om natten

I marts og april 1993 blev der om natten kun fanget 2-3 fisk, mens der om dagen blev fanget 231-181 kutlinger og hundestejler. Dette indikerer, at fiskene ikke er aktive og fødesøgende om natten. Spørgsmålet er derfor, om fiskene i det hele taget var i stand til at kontrollere zooplanktonbiomassen, som det kendes fra de lavvandede eutrofe sører. I 1992 var fiskebestanden ved Munkebo ca. 5 gange større end ved Strandskoven. Trods dette var den plantetilknyttede zooplanktonmængde ca. 10 gange større ved Munkebo. Dette var også tilfældet for harpacticider, isopoder og nematoder, der ved fiskemaveundersøgelser i 1991 viste sig at være fiskenes hovedernæring. Et indhegningsforsøg i Kertinge Nor ved Strandskoven i 1991 med 3 felter á 10x10 m, hvor fiskebestanden blev henholdsvis fjernet, holdt uændret, eller tilsat et antal på 5 gange normalbestanden, kunne ikke påvise, at fiskene

Fiskene kan ikke kontrollere zooplanktonbiomassen

kontrollerede zooplanktonbiomassen. Fiskeundersøgelserne i 1991 og 1992 indikerer således, at fiskene ikke var i stand til at kontrollere zooplanktonudviklingen i Kertinge Nor. Tilsvarende resultater er fundet i brakvandssøer, hvor store hundestejlepopulationer ikke alene kunne kontrollere zooplanktonet. Til gengæld kan mysiderne i stor udstrækning kontrollere zooplanktonet. Mysiderne græsses ikke af hundestejlerne (Jeppesen *et al.*, 1994). I Kertinge Nor fandtes der meget få mysider i zooplanktonprøverne.

Vandmændene kan være kontrollerende for zooplanktonet

Harpacticidernes og copepodernes natlige migration op i den frie vandmasse kunne være en væsentlig fødekilde, der kunne forklare opretholdelsen af den store bestand af vandmænd. Vandmændene har et stort græsningspotentiale, og de er i stand til at filtrere hele den frie vandmasse i Kertinge Nor om natten i sommermånederne. Vandmændene i de eutrofe lavvandede fjorde synes således at have samme rolle som mysiderne i brakvandssøerne.

Det store græsningstryk, vandmændene kan lægge på zooplanktonet i sommermånederne, hvor filtrationsraten er stor, kan indirekte være en kontrollerende faktor for zooplanktonets græsning af fytoplankton.

7. Bundvegetation

7.1 Indledning

Formål

Vegetationsundersøgelserne i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord er gennemført for at undersøge, om der er sket en udvikling i f. eks. udbredelsesmønstre og biomasser, der kan relateres til reduktionen i belastningen af fjorden med næringssstoffer.

Rosenvinge 1891

De første optegnelser om bundvegetationen i fjorden er foretaget af Rosenvinge den 7. august 1891 (Rosenvinge, 1921). Han skriver således " Med baad op ad Kjerteminde Fjord og Kertinge Vig til Munkebo. Regnvejr. Meget udbredt *Zostera* vegetation. Hist og her paa lavt vand *Chorda filum*." En beskrivelse der også ville passe i dag.

Kerteminde Fjord 1974

I august 1974 gennemførte Vandkvalitetsinstituttet en undersøgelse af makrofytevegetationen i Kerteminde Fjord og i Kertinge Nor for Fyns Amt (VKI, 1974). Undersøgelserne viste, at i Kerteminde Fjord, fandtes en spredt beovoksning af *blæretang* (*Fucus vesiculosus*), *savtang* (*Fucus serratus*), *krølhårstang* (*Chaetomorpha* sp.) og alm. *rødtråd* (*Ceramium rubrum*). De beovksede arealer var meget små og bestod af smalle bræmmer langs den nordlige og sydlige bred ned til ca. 1,5 m's dybde. I resten af området fandtes blød bar bund.

Kertinge Nor 1974

I den sydlige del af Kertinge Nor ud for Kølstrup fandtes et tæt dække af *vandhår* (*Cladophora* sp.) på blød, ildelugtende sandbund. I den midterste del blev *vandhår* (*Cladophora* sp.) afløst af *krølhårstang* (*Chaetomorpha* sp.) og *ålegræs* (*Zostera marina*). I resten af Kertinge Nor bestod vegetationen næsten udelukkende af *ålegræs* (*Zostera marina*) iblandet små mængder *havgræs* (*Ruppia* sp.), *krølhårstang* (*Chaetomorpha* sp.) og *rødtråd* (*Ceramium* sp.).

Trådalernes biomasse 1974

Trådalernes biomasse i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord varierede i 1974 mellem 3 og 247 g DW m⁻² angivet som standing crop, beregnet som produktet af den gennemsnitlige tørvægt og dækningsgraden. Via de aktuelle dækningsgrader kan tørvægten beregnes til at have varieret mellem 61 og 470 g DW m⁻² (Figur 7.1).

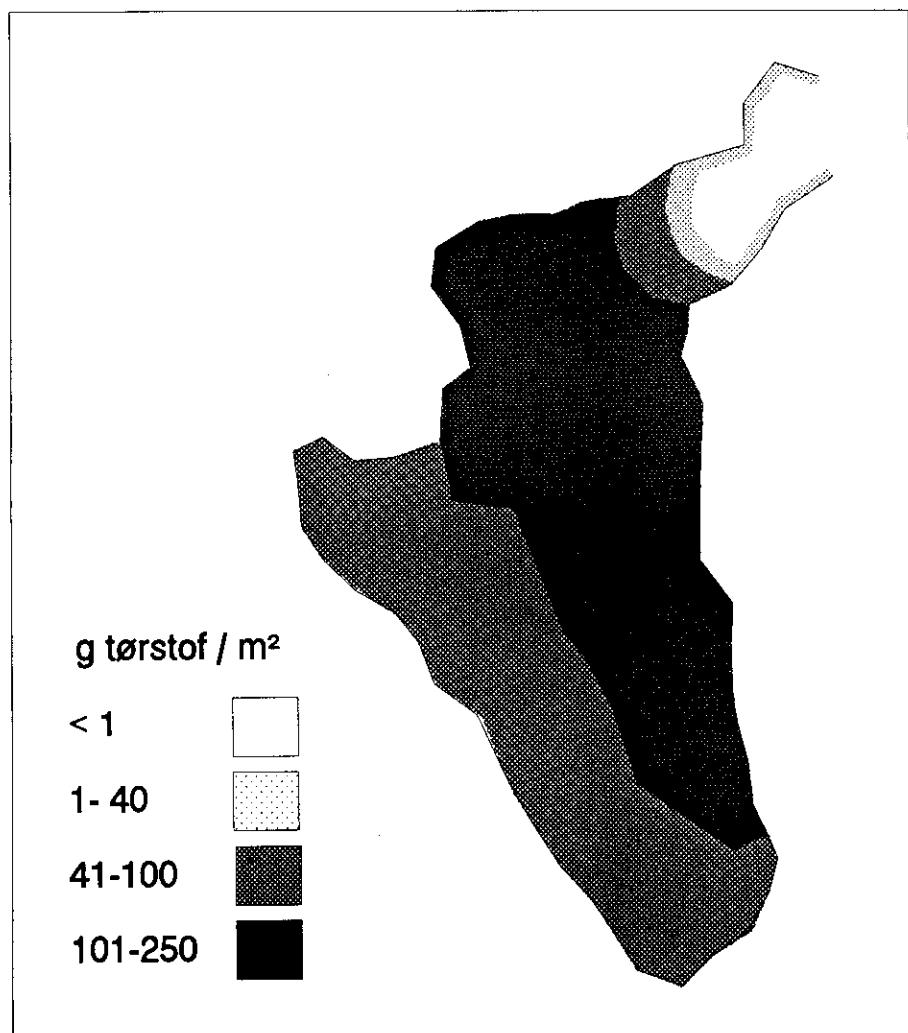
Amtets vegetationsundersøgelser i 1980'erne

Fyns Amt har herefter foretaget vegetationsundersøgelser i fjorden i 1987, 1989 og 1990 med det formål, at vurdere om miljøtilstanden opfyldte målsætningen i Recipientkvalitetsplanen i amtets Regionplan. Ved disse undersøgelser var vegetationens artssammensætning, udbredelse og biomasse ikke meget forskellig fra det ovenfor beskrevne fra 1974. Trådalernes biomasse blev i juni/juli 1987 målt på ca. 1 m's dybde på stationerne 1C, 2 og 3 til henholdsvis 102, 39,9 og 49,2 g DW m⁻².

Undersøgelsens omfang

Vegetationsundersøgelserne i 1991 og 1992 er primært gennemført med henblik på at påvise ændringer i forhold til vegetationsforholdene i 1980'erne. Undersøgelserne har derfor omfattet artsbestemmelse, udbredelsesmønstre, dækningsgrad og fastlæggelse af dybdegrænser for den fastsiddende vegetation. Der er desuden foretaget en kortlægning af udbredelse og dækningsgrad af dominerende løstliggende trådalger samt foretaget en kvalitativ beskrivelse af dominerende makroepifytter. På udvalgte lokaliteter i Kertinge Nor er der desuden foretaget månedlige indsamlinger af makrofytiomassan. Disse un-

dersøgeler er i 1992 suppleret med målinger af trådalgernes primærproduktion.



Figur 7.1. Makrofytbiomassens størrelse i 1974, (delvis efter VKI (1974)).

Transekundersøgelser

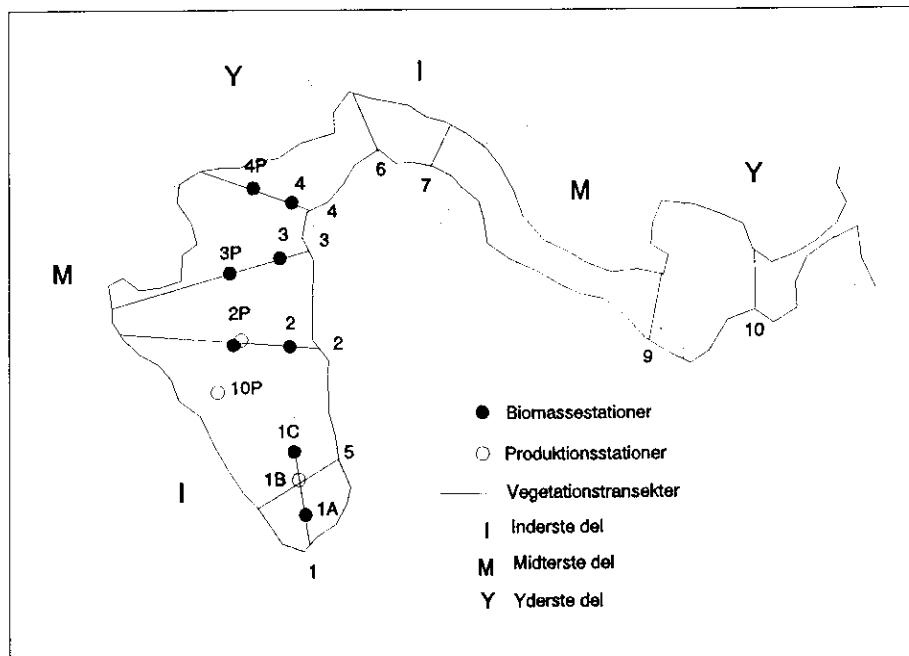
Vegetationsundersøgelerne blev udført ved svømmedykning langs udlagte transekter på tværs af Kertinge Nor og Kerteminde Fjord (Figur 7.2). Transect 1 er placeret således, at undersøgelerne kunne vise eventuelle ændringer i ålegræsvegetationens udbredelse inderst i fjorden. Langs hver transect blev noteret dybdeforhold, bundforhold samt forekomst og relativ hyppighed af makrofytter, der kunne bestemmes visuelt under dykning. Arternes relative hyppighed blev vurderet efter en skala 1-5 svarende til følgende dækningsgrader:

Interval	Beskrivelse	% bundareal dækket
1	Enkeltvis	< 2%
2	Sparsom	5 - 25%
3	Spredt	25 - 50%
4	Rigelig	50 - 75%
5	Dækkende	75 - 100%

Dækningsgraden blev både bestemt for vegetationen på hård bund og på blød bund. Endvidere blev angivet dækningsgrad af hårdt substrat i form af sten.

Biomasse

Til bestemmelse af makrofytternes biomasse blev der i maj, juni, juli, august og september 1991 indsamlet biomasseprøver på stationerne 1A, 2, 3 og 4 på 1,0-1,5 m's dybde langs østkysten af Kertinge Nor. I februar, maj, juni, juli, august og oktober 1992 blev der indsamlet biomasseprøver på de samme 4 stationer som i 1991 samt på stationerne 1C, 2P, 3P og 4P på 2,0-2,5 m's dybde midt i Kertinge Nor (Figur 7.2). Der blev indsamlet 3 prøver pr. station. Prøverne blev indsamlet ved at presse en ring på 0,25 m² ned over vegetationen og derefter opgrave og indsamle al vegetation inden for ringen. I 1992 blev der kun foretaget indsamling af den overjordiske biomasse. Den indsamlede biomasse blev derefter sorteret i grupperne: trådalger, andre alger og ålegræs (*Zostera marina*). I 1991 blev ålegræsbiomassen yderligere opdelt i en overjordisk og en underjordisk fraktion. Efter sortering blev tørstofindholdet bestemt ved tørring af plantematerialet til konstant vægt ved 82°C. Af det tørrede materiale blev delprøver udtaget til glødetabsbestemmelse ved 520°C.



Figur 7.2. Transekter for vegetationskortlægningen i 1991 og 1992, stationer for indsamling af biomasseprøver samt stationer for måling af trådalgernes primærproduktion.

Trådalgernes primærproduktion

Undersøgelsen af trådalgernes primærproduktion er foretaget ved måling af planternes nettoudvikling af ilt i lysflasker og af respirationen i mørkeflasker på 3 stationer 6 gange i løbet af 1992 (Figur 7.2). Målingerne er foretaget *in situ* ved at placere algerne i 25 ml forsøgsflasker. 3 replika af både lys- og mørkeflasker indeholdende henholdsvis trådalger og fytoplankton er herefter eksponeret i 2 timer fra zenit i den pågældende dybde, hvor prøverne blev taget. Den initiale iltkoncentration og iltkoncentrationen efter eksponering er målt direkte i flasken med iltelektrode eller ved anvendelse af Winkler-titring. Algernes tørvægt er bestemt ved tørring af materialet ved 82 °C indtil konstant vægt. Bruttofotosyntesen er beregnet ved at addere nettofotosyntesen med mørkerespirationen (Søndergaard & Riemann, 1979). Planternes bruttofotosyntese er herefter beregnet ved at subtrahere planteplanktonets bruttofotosyntese.

$$BFS = \frac{(O_L - O_I)x A_L}{1000x B_L x T_L} + \frac{(O_I - O_M)x A_M}{1000x B_M x T_M}$$

A_L og A_M = volumen af lys- og mørkeflaskerne (ml)

B_L og B_M = lys- og mørkeplanternes tørvægt i mg organisk tørvægt

T_L og T_M = forsøgstiden for lys- og mørkeflaskerne i timer

O_I = initial iltkoncentration mg $O_2 l^{-1}$

O_L = iltkoncentrationen i de lyse flasker mg $O_2 l^{-1}$

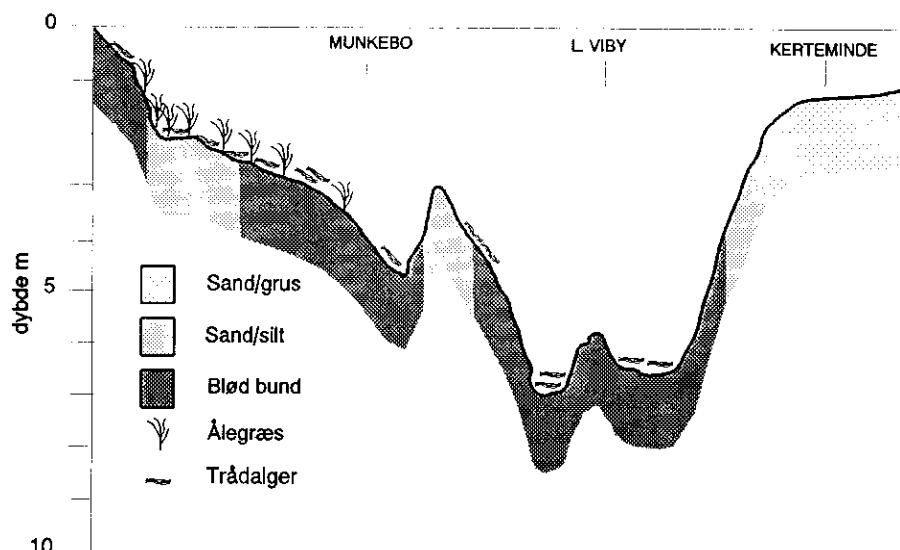
O_M = iltkoncentrationen i de mørke flasker mg $O_2 l^{-1}$

Trådalgernes nettoproduktion er omregnet til g C m^{-2} dag $^{-1}$ ved at anvende fotosyntesekoefficienten 1,25 (Lünnings, 1990) samt ved at addere nettoproduktionen g^{-1} med den aktuelle trådalgebiomasse m^{-2} .

7.2 Kertinge Nor/Kerteminde Fjord 1991

Artsfattig undervandsvegetation

Ved undersøgelserne i 1991 var vegetationen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord artsfattig og blev domineret af ganske få arter. Kvalitativt vurderes det, at over 95% af det totale vegetationsdække bestod af blomsterplanter som ålegræs (*Zostera marina*), stor vandrønning (*Zannichellia major*), børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), alm. havgræs (*Ruppia maritima*) og langstilket havgræs (*Ruppia cirrhosa*) samt af trådalger som alm. vandhår (*Cladophora sericea*), krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) og bruntråd (*Ectocarpus siliculosus*).



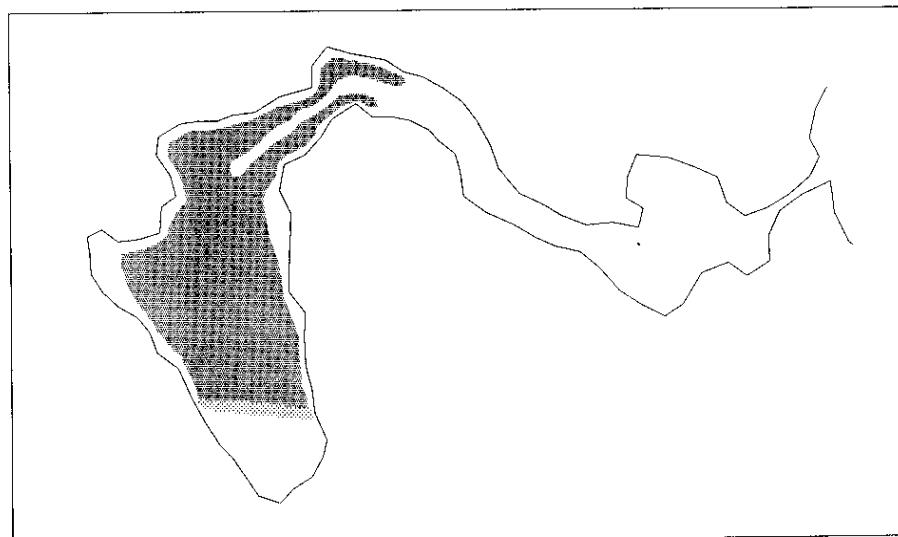
Figur 7.3. Bundprofil gennem Kertinge Nor og Kerteminde Fjord med angivelse af sedimenttyper og udbredelse af ålegræs (*Zostera marina*) samt trådalger.

Ålegræs var dominerende i Kertinge Nor

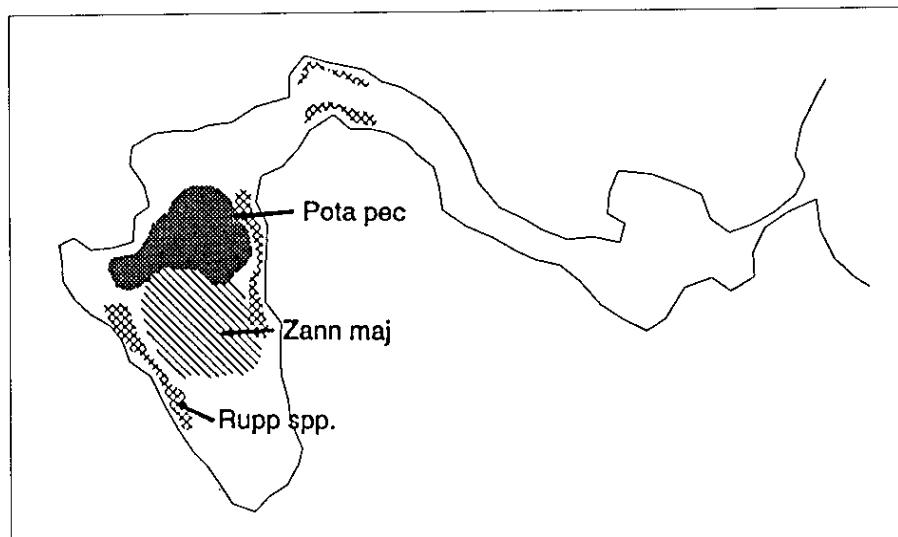
Vegetationsundersøgelserne i 1991 viste, at med undtagelse af den inderste del af Kertinge Nor var ålegræs (*Zostera marina*) udbredt fra 0,5 m's dybde og ud til 2,5 m i næsten hele området (Figur 7.3 og 7.4). Enkelte planter blev dog i den yderste del registreret ned til 3,2 m's dybde. Generelt gælder det, at ud til 2 m var skudtætheden og planternes skudlængde forøget med tiltagede vanddybde. Over 2,0 m aftog skudtætheden, mens bladenes længde blev øget. De tætteste forekomster af ålegræs (*Zostera marina*) blev observeret på 1,5-2,5 m's dybde i den midterste og i den yderste del af Kertinge Nor.

Ingen ålegræs i Kerteminde Fjord

I Kerteminde Fjord blev der kun observeret ålegræs (*Zostera marina*) i den inderste del på trods af, at substratforholdene tilsyneladende i store dele af fjorden syntes velegnet for planterne.



Figur 7.4. Udbredelsen af ålegræs (*Zostera marina*) i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord 1991.



Figur 7.5. Fordeling af børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), stor vandrønning (*Zannichellia major*) og havgræs (*Ruppia* sp.) med angivelse af, hvor de hyppigst forekommer.

*Andre blomsterplanter
forkom i Kertinge Nor*

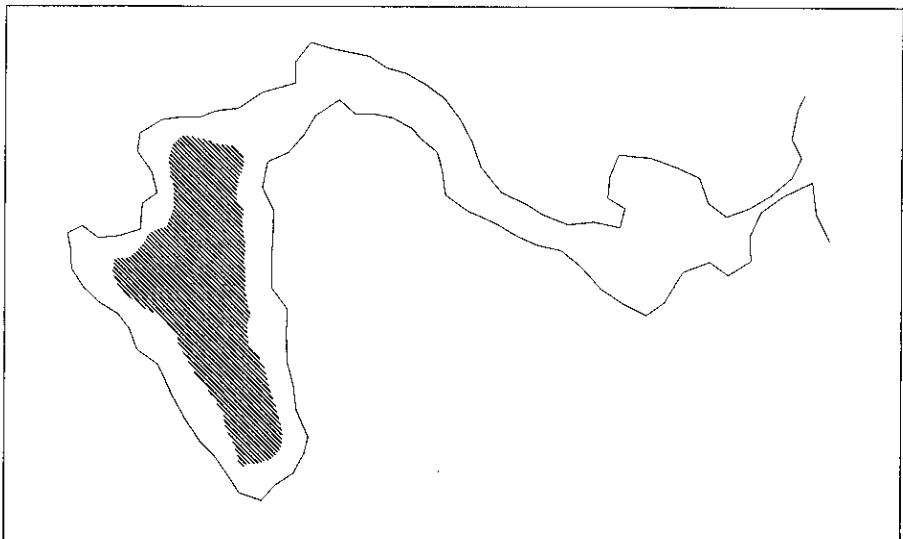
I forhold til ålegræsvegetationen udgjorde de øvrige blomsterplanter kun en mindre del af den totale vegetation. *Stor vandrønning* (*Zannichellia major*) var især udbredt i den midterste del af Kertinge Nor på vanddybder over 1 m (Figur 7.5). Planterne forekom her i afgrænsede vegetationsøer og dannede ofte meterhøje bevoksninger. *Børstebladet vandaks* (*Potamogeton pectinatus*) forekom også i den midterste del af Kertinge Nor, men var især udbredt på dybere vand i den yderste del, hvor planterne stod spredt i den øvrige bevoksning. *Alm. havgræs* (*Ruppia maritima*) og *langstilket havgræs* (*Ruppia cirrhosa*) var dels udbredt i Kertinge Nor og dels i den inderste del af Kerteminde Fjord (Figur 7.5). *Alm. havgræs* (*Ruppia maritima*) forekom langs kysten ud til ca. 0,5 m's dybde, mens *langstilket havgræs* (*Ruppia cirrhosa*) syntes at kunne vokse på lidt dybere vand ned til 0,8 m. Der blev ikke ved

undersøgelserne konstateret epifytbevoksninger på disse blomsterplanter, og de fungerede ikke som substrat for sponge.

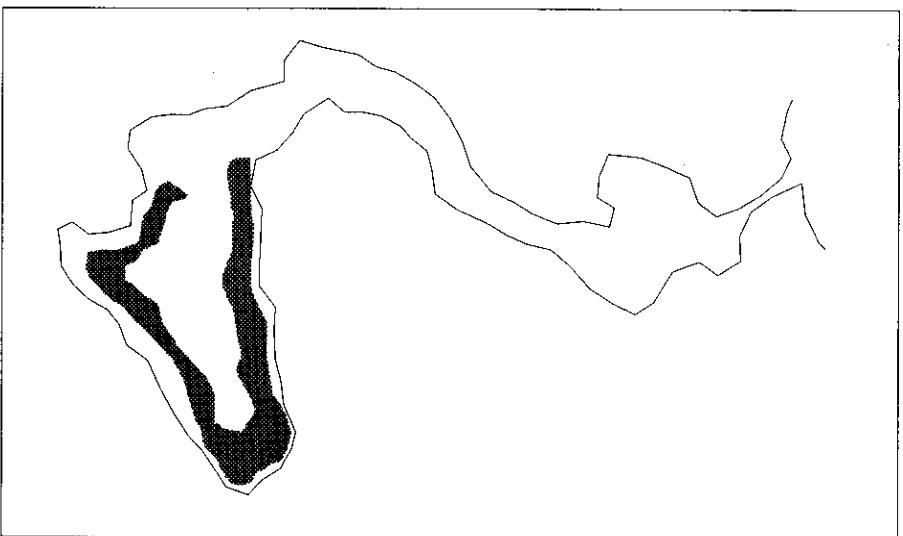
Trådalgemåtter i Kertinge Nor

Sammen med ålegræs (*Zostera marina*) var trådalgerne kvantitativt den vigtigste plantekomponent i Kertinge Nor. Krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) og alm. vandhår (*Cladophora sericea*) forekom i størstedelen af Kertinge Nor og i dele af Kerteminde Fjord. I den yderste del af Kertinge Nor forekom også store mængder bruntråd (*Ectocarpus siliculosus*). Ofte dominerede krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) på vanddybder over 1 m (Figur 7.6) og alm. vandhår (*Cladophora sericea*) på lavere vand (Figur 7.7). Trådalgerne dannede ofte op til 0,5 meter tykke måtter, der på dybere vand især forekom som store grønne "øer" mellem ålegræsbevoksninger. Krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) kunne også, når der blev dannet luft under og i måtterne, danne meterhøje sjøler, som flere steder sås på vandoverfladen. Trådalgevegetationen i Kertinge Nor synes at have en meget hurtig turnover-rate, specielt i perioder med høj vandtemperatur og en stor lysindstråling. I perioder, hvor trådalgerne var under nedbrydning, faldt de ofte sammen omkring ålegræsplanteerne, og som det blev set i september 1991, var de i stand til at dække en væsentlig del af ålegræsvegetationen.

Figur 7.6. Områder, hvor vegetationen var domineret af krølhårstang (*Chaetomorpha linum*).

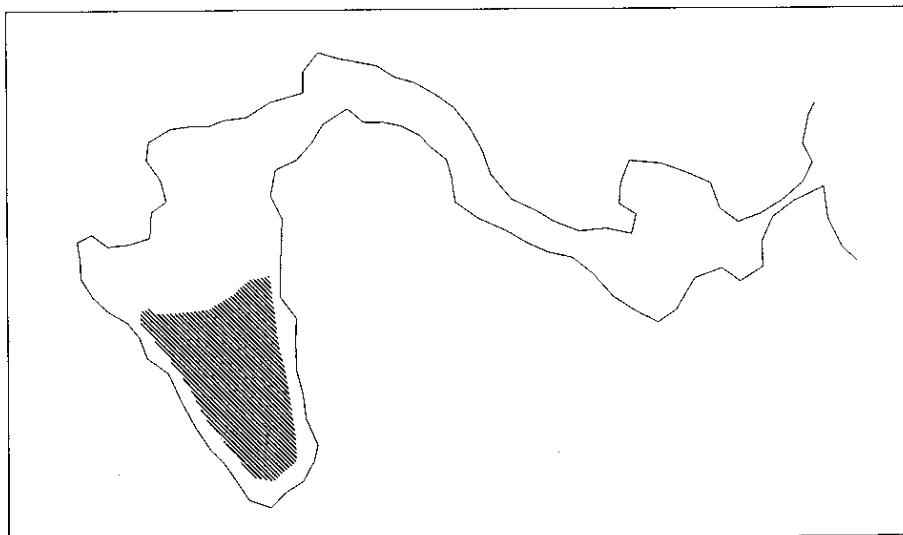


Figur 7.7. Områder, hvor vegetationen var domineret af alm. vandhår (*Cladophora sericea*).

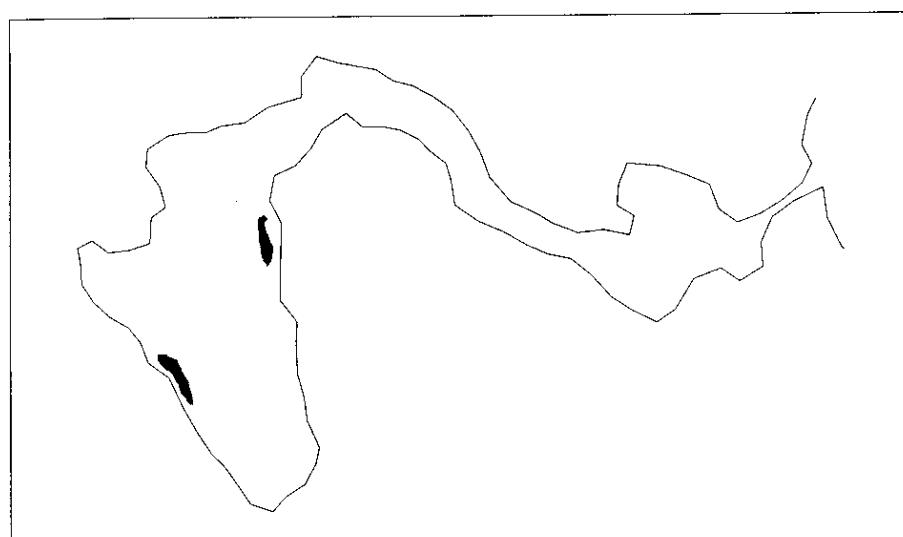


Kransnålalger langs kysten

I Kertinge Nor blev der observeret spredte forekomster af kransnålalgerne *Chara aspera* og *Tolypella nidifica*. *Chara aspera* blev fundet både langs vest- og østkysten ud til 0,5 m's dybde, mens *Tolypella nidifica* kun blev registreret på østsiden (Figur 7.9).



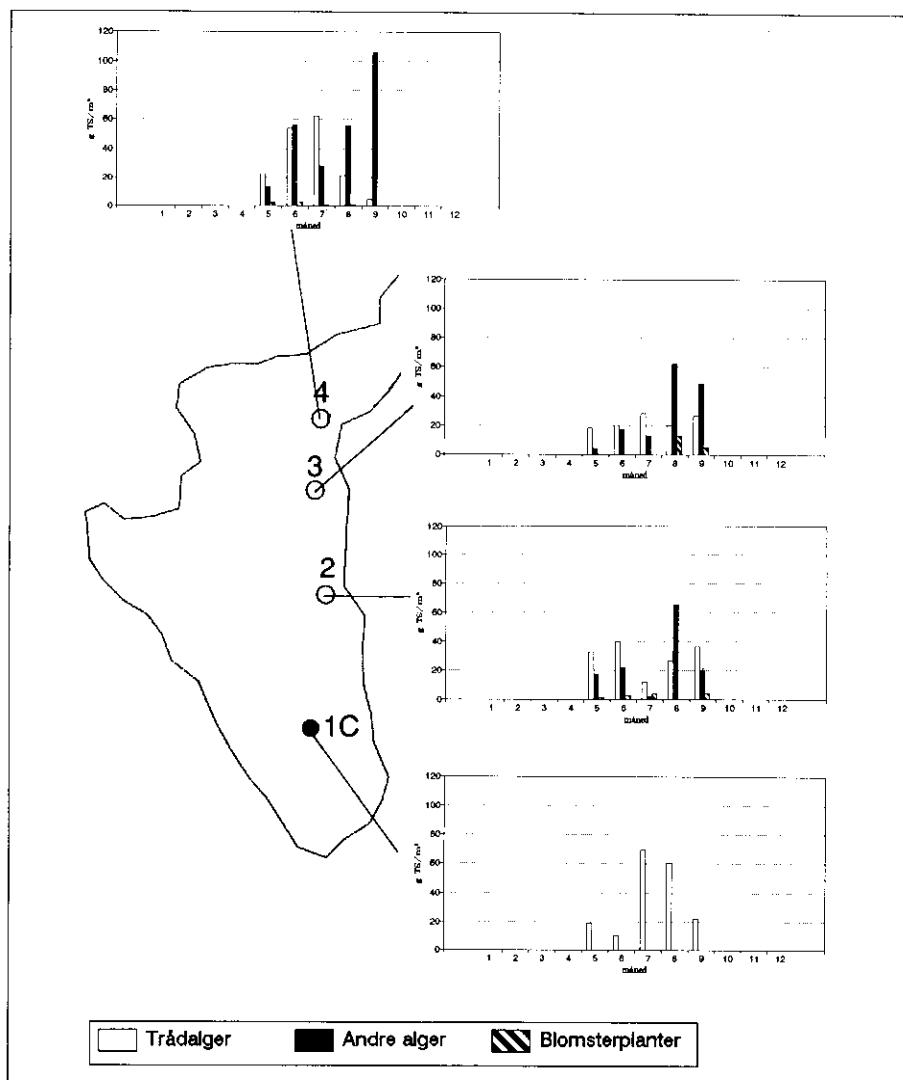
Figur 7.8. Områder, hvor vegetationen var domineret af *Enteromorpha clathrata* i 1992.



Figur 7.9. Området med forekomst af kransnålalgerne *Chara aspera* og *Tolypella nidifica*.

Plantebiomassen bestod af ålegræs og trådalger

I 1991 blev biomassen af undervandsvegetationen undersøgt på ca. 1 m's vanddybde langs kysten i Kertinge Nor. Kvantitativt var vegetationen i forårs- og sommerperioden domineret af trådalger, mens ålegræs dominerede i sen-sommeren. Andre makroalger end trådalger udgjorde kun en ringe del af den samlede biomasse. De største forekomster af trådalger blev fundet i den inderste del af Kertinge Nor, hvor der i juli i gennemsnit forekom 70 g DW m⁻² (Figur 7.10). Der var dog store variationer mellem de enkelte delprøver.



Figur 7.10. Biomassen af trådalger, "andre alger" og ålegræs (*Zostera marina*) på ca. 1 m's dybde i Kertinge Nor 1991.

7.3 Udvikling 1974-1991

Ålegræsset forsvundet i Kerteminde Fjord

I Kerteminde Fjord var kun en ringe del af det samlede bundareal dækket af vegetation. Ålegræs (*Zostera marina*) har tidligere været udbredt i størstedelen af fjorden, men var fra 1987 til 1990 gået stærk tilbage og forekom i 1991 kun i den inderste del af Kerteminde Fjord (Bilag A). Udbredelsen af blomsterplanter som *langstilket havgræs* (*Ruppia cirrhosa*) og *alm. havgræs* (*Ruppia maritima*) har ikke ændret sig i undersøgelsesperioden (Bilag B). Forekomsten af trådalger i Kerteminde Fjord har varieret en del, men mængden af alger synes først og fremmest at være bestemt af den mængde, som med vandstrømmen transporterer ud af Kertinge Nor og sedimenteres i fjorden.

Undervandsvegetationen uændret i Kertinge Nor 1974-91

Størstedelen af bundarealet i Kertinge Nor har været dækket af en artsfattig vegetation af især ålegræs (*Zostera marina*), *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*) og *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*) i hele perioden 1974-1991 (Bilag A). Vegetationens artssammensætning og dækningsgrad har ikke ændret sig væsentligt i denne periode. Dog har der kunnet spores en ændring i udbredelsen af arter som *havgræs* (*Ruppia sp.*) (Bilag B), *børstebladet vandaks* (*Potamogeton pectinatus*) (Bilag C) og *vandkrans* (*Zannichellia*

sp.) (Bilag D). Endvidere blev der igennem perioden en reduktion i udbredelsen af både *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*), *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*), og *bruntråd* (*Ectocarpus sp.*) (Bilag E-G). Udbredelsesmønsteret er dog meget usikkert. Der vurderes desuden ikke at være væsentlige forskelle i biomassen af trådalgerne mellem 1987 og 1991.

7.4 Kertinge Nor 1992

Kun undersøgelser i
Kertinge Nor i 1992

Stadig trådalgemåtter i
foråret 1992

Markant skifte i juni
1992

Trådalgemåtterne reduceret allerede i februar
1992

Ålegræsset dækkede også
bunden i 1992

I 1992 blev der kun udført vegetationsundersøgelser i Kertinge Nor. I det følgende vil der blive givet en beskrivelse af vegetationsforholdene i 1992 med hovedvægt på de ændringer, der har kunnet konstateres i forhold til i 1991.

7.4.1 Inderste del

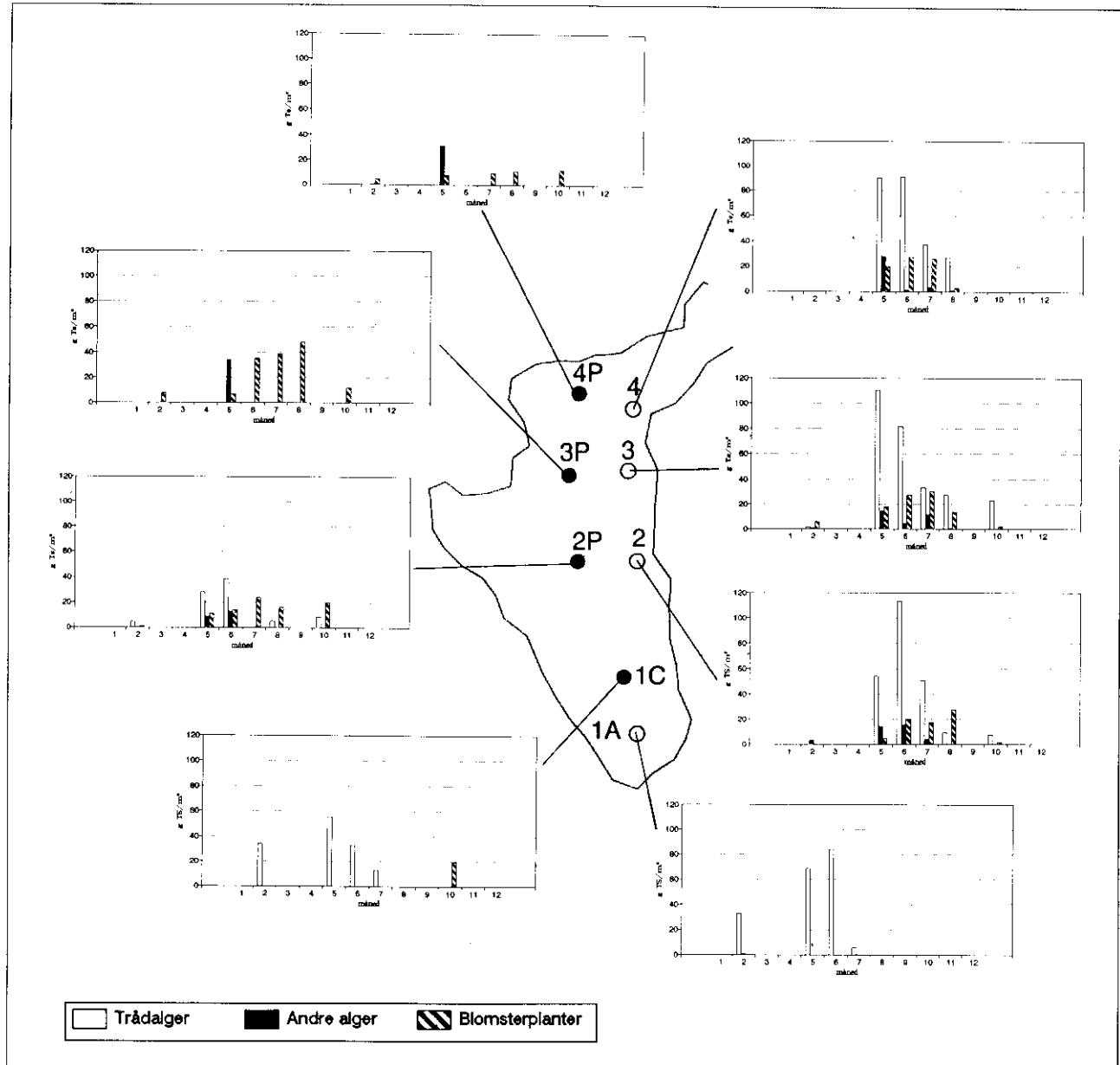
I slutningen af februar 1992 var vegetationen i den inderste del af Kertinge Nor fortsat domineret af trådalgemåtter af *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*) og i mindre grad af *bruntråd* (*Ectocarpus siliculosus*), *duntang* (*Pilayella littoralis*) og *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*). Indtil juli 1992 udgjorde trådalgemåtternes biomasse på både 1 og 2 m's dybde i gennemsnit 40 g DW m⁻² (Figur 7.11)

Vegetationen skiftede karakter efter juni 1992. Mængden af trådalger forsvandt gradvist i løbet af juli-august (Figur 7.11), og der skete en ændring i artssammensætningen. *Vandhår* (*Cladophora sericea*) forekom kun i mindre mængde, og trådalgerne bestod i væsentligt omfang af *rørhinde*-arten *fin rørhinde* (*Enteromorpha clathrata*), og der blev observeret en ny art, *fin krølhårstang* (*Chaetomorpha capillaria*), der er tyndere og finere end *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*).

7.4.2 Midterste del

I 1992 skete der en markant reduktion i trådalernes forekomst på vanddybder over 1,5 m, idet der det meste af året kun forekom spredte tynde trådalgetotter. Ved biomasseundersøgelserne fandtes der allerede fra februar ingen trådalger undtagen på den sydligste station 2P, hvor der var en forholdsvis lille biomasse af trådalger i maj og juni 1992. Allerede i begyndelsen af året skete der desuden den væsentlige ændring, at der i de løstliggende trådalgemåtter af *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*) og *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*) forekom *fin rørhinde* (*Enteromorpha clathrata*) og *fin krølhårstang* (*Chaetomorpha capillaris*).

I den midterste del af Kertinge Nor dækkede Ålegræs (*Zostera marina*) også i 1992 en væsentlig del af havbunden. Blomsterplanter som *børstebladet vandaks* (*Potamogeton pectinatus*) og *stor vandrans* (*Zannichellia major*) forekom også i 1992, men i mindre omfang end i 1991. På lavt vand forekom spredte forekomster af *langstilket havgræs* (*Ruppia cirrhosa*) og *alm. havgræs* (*Ruppia maritima*). Den spredte vegetation af fasthæftede makroalger var fortsat domineret af *alm. rødtråd* (*Ceramium rubrum*), *fin ledtang* (*Polysiphonia urceolata*), *blæretang* (*Fucus vesiculosus*) og på lavt vand i mindre omfang end tidligere af *dumontalge* (*Dumontia contorta*) og *pølsetang* (*Scytosiphon lomentaria*).



Figur 7.11. Biomassen af trådalger, ålegræs (*Zostera marina*) og "andre alger" i Kertinge Nor 1992.

På lavt vand reduceredes trådalgernes biomasse i juni 1992

På lavt vand i den midterste del af Kertinge Nor var trådalgebiomassen i maj og juni 1992 betydeligt større end i den inderste del og udgjorde 60-100 g DW m⁻² indtil juli 1992 (Figur 7.11), hvorefter biomassen blev reduceret til 0-50 g DW m⁻².

7.4.3 Yderste del

Ingen trådalger i 1992

I den yderste del af Kertinge Nor var mængden af trådalger i 1992 betydelig mindre end i den øvrige del af Kertinge Nor og også betydelig mindre end observeret i 1991. På dybt vand på station 4P fandtes således ingen trådalger ved biomasseundersøgelserne i 1992.

Ålegræsset dækkede bunden

Ålegræsset (*Zostera marina*) dominerede totalt vegetationen i den yderste del af Kertinge Nor. Enkelte steder voksede der dog spredte bevoksninger af børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*) og stor vandranks (*Zannichellia major*). På lavt vand forekom langstilket havgræs (*Ruppia cirrhosa*) samt alm. havgræs (*Ruppia maritima*). Mellem vegetationen af havgræs blev der konstateret en lav bevoksning af kransnålalgerne *Chara aspera* og *Tolypella nidifica*.

Makroalgerne, som kun udgjorde en ubetydelig del af det samlede vegetationsdække, bestod overvejende af buskede rød- og brunalger som *alm. rødtråd* (*Ceramium rubrum*), *fin ledtang* (*Polysiphonia urceolata*) og *knold- og totalge* (*Elachistia fucicola*) samt af større brunalger som *blæretang* (*Fucus vesiculosus*) og *strengtang* (*Chorda filum*).

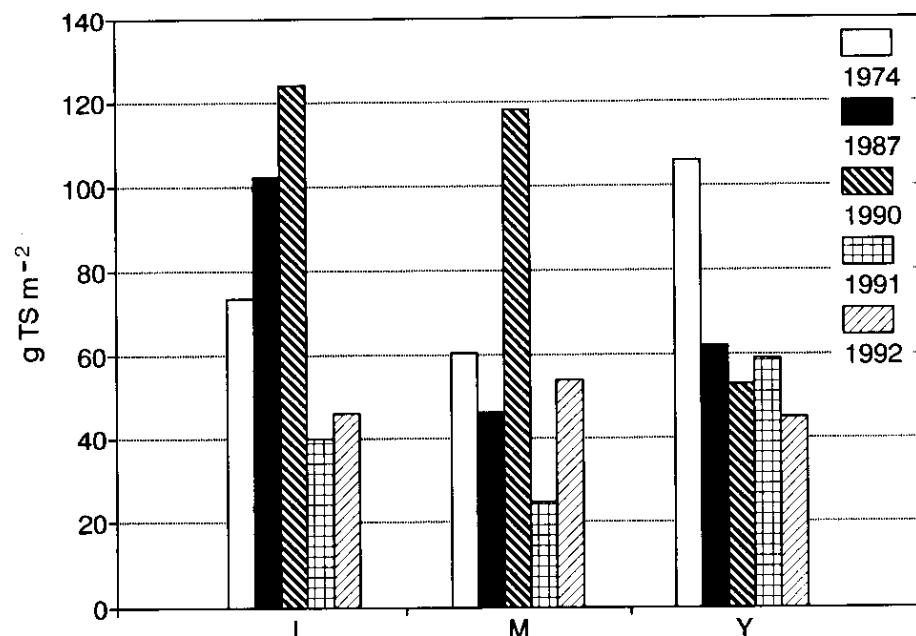
På lavt vand reduceredes trådalgerne fra juli 1992

Mængden af trådalger på lavt vand toppede i 1990

På lavt vand i den yderste del af noret på station 4 var trådalgebiomassen som på lavt vand i den midterste del på $60\text{-}100 \text{ g DW m}^{-2}$ indtil juli 1992 (Figur 7.11). Herefter faldt biomassen til $20\text{-}40 \text{ g DW m}^{-2}$.

7.4.4 Udviklingen i biomassen på lavt vand

En sammenligning mellem den gennemsnitlige trådalgebiomasse på 1 m's dybde målt i juni-august 1974, 1987, 1990, 1991 og 1992. Figur 7.12, viser, at mængden af trådalger i 1990 i den inderste og midterste del af noret har været meget store. Generelt har biomassen af trådalger været mindre i 1991 og 1992 end tidligere observeret. Der er dog tale om gennemsnitsværdier for henholdsvis den inderste, midterste og yderste del i noret, idet stationerne i 1974 og 1987-1992 ikke har været sammenfaldende.



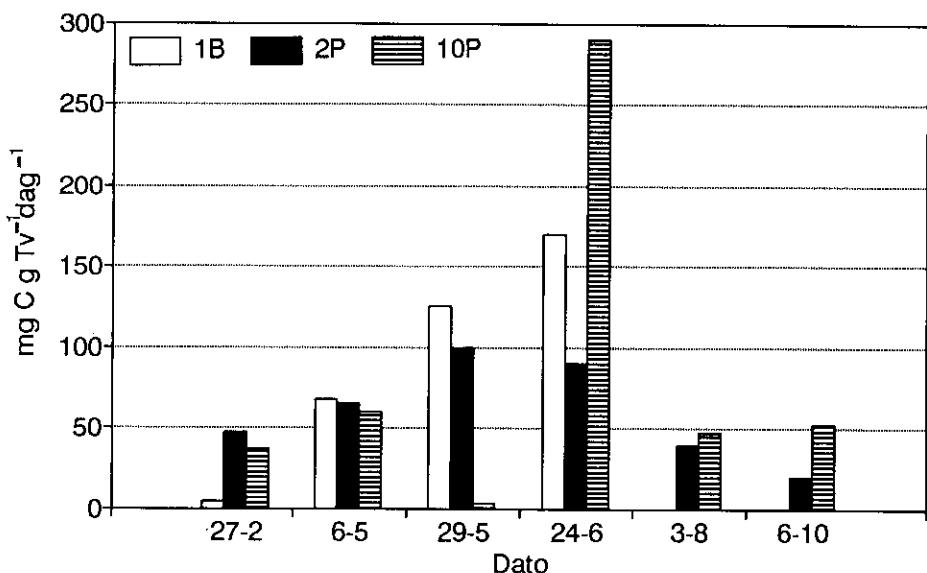
Figur 7.12. Trådalgebiomassen på 1 m's dybde i den I: inderste del af Kertinge Nor M: midterste del og Y: yderste del i juni-august 1974, 1987, 1990, 1991 og 1992. Tallene er beregnet som gennemsnitsværdier.

Fra undersøgelserne i 1974 foreligger der kun målinger af den totale makrofytiomasse. De angivne værdier blev beregnet ud fra, hvor stor en andel trådalgerne udgjorde af denne biomasse.

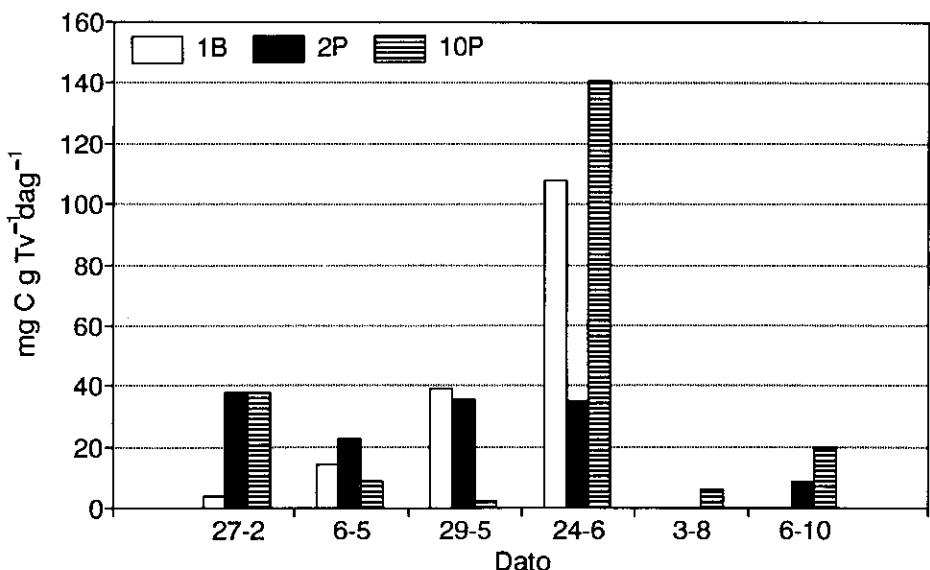
7.4.5 Trådalgernes primærproduktion

Trådalgernes primærproduktion toppede i juni 1992

Målingen af trådalgernes primærproduktion på station 1P, 2P og 10P (se evt. Figur 7.2) viser generelt, at bruttoproduktionen blev forøget fra februar til juni 1992 for derefter af falde mod slutningen af året (Figur 7.13). Beregninger af trådalgernes nettoproduktion viste, at der allerede i februar på to af stationerne var en forholdsvis høj produktion og tilvækst (Figur 7.14). Den største nettoproduktion blev dog målt i juni, hvor produktionen på station 10P blev målt til $141 \text{ mg C g DW}^{-1} \text{ dag}^{-1}$. I forhold til tilsvarende målinger udført i Det Sydfynske Øhav (Rasmussen *et al.*, 1993) viser målingerne, at nettoproduktionen er ca. dobbelt så stor i Kertinge Nor som i Det Sydfynske Øhav.



Figur 7.13. Trådalgernes bruttoproduktion på 3 stationer i Kertinge Nor 1992.



Figur 7.14. Trådalgernes nettoproduktion på 3 stationer i Kertinge Nor 1992.

Trådalgernes primærproduktion reduceredes p.g.a. skygning

En sammenligning mellem trådalgernes primærproduktion og de af Fyns Amt målte sigtdybder i noret viste, at den markante reduktion i primærproduktionen fra juni til august 1992 fulgte en reduktion i vandets gennemsigtighed gennem juni og begyndelsen af juli 1992. Det skal bemærkes, at indtil juni 1992 havde sigtdybden været til bunden.

7.5 Diskussion

Undervandsvegetationen af lille betydning i Kerteminde Fjord

I Kerteminde Fjord er kun en ringe del af det samlede bundareal dækket af vegetation, og vegetationen spiller sandsynligvis kun en mindre rolle i den samlede stofomsætning i fjorden. Ålegræs (*Zostera marina*) har tidligere været udbredt i størstedelen af fjorden, men er fra 1987 til 1990 gået stærkt tilbage og forekom i 1992 kun i den inderste del af Kerteminde Fjord. Årsagen til denne tilbagegang er ikke klarlagt, og det er yderligere bemerkelsesværdigt, at der på de lavvandede arealer i den yderste del af fjorden, hvor

bundforholdene ellers synes velegnet for vegetation, ikke siden 1987 er registreret en eneste ålegræsplante.

Ingen ålegræs inderst i Kertinge Nor

Med undtagelse af den inderste del er ålegræs (*Zostera marina*) udbredt i hele Kertinge Nor på dybder over ca. 0,5 m. Årsagen til den manglende vegetation i den inderste del af fjorden kan være et sammenspiel af forskellige faktorer. Sedimentet var meget blødt og kunne næppe fastholde ålegræsplanternes rhizomer ved kraftig bølgegang, når bladbiomassen var stor. Endvidere har skygningseffekter af de fastsiddende og drivende trådalger en stor betydning for ålegræsvegetationens mulighed for at få lys nok og for at kunne holde sig opret i vandet. Endelig kan de hyppige ildsvind, der blev observeret i området, have haft en negativ effekt på vegetationsudviklingen.

Ålegræssets udbredelse uændret siden 1974

Ålegræsvegetationens udbredelse i Kertinge Nor blev undersøgt intensivt. Der kunne ikke spores nogen ændring af grænsen for ålegræssets udbredelse mod syd ind i Kertinge Nor 1991 til 1992. Siden de første vegetationsundersøgelser blev foretaget i Kertinge Nor i 1974, har udbredelsen af ålegræs (*Zostera marina*) kun ændret sig lidt. Det kan derfor antages, at der ikke er sket spredning via frø i den del af området.

Reduceret udbredelse af børstebladet vandaks og vandrands

Anderledes forholder det sig med andre blomsterplanter som *børstebladet vandaks* (*Potamogeton pectinatus*) og *vandrands* (*Zannichellia* sp.), hvis udbredelse er reduceret siden 1987. Årsagen til denne tilbagegang er ikke klarlagt, men er sandsynligvis ikke en følge af reducerede lysforhold, da de 2 arter normalt kan vokse selv i meget uklart vand.

Reduceret udbredelse af trådalgerne siden 1987

Løstdrivende trådalger, fortrinsvis *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*) og *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*), forekom i hele Kertinge Nor, men *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*) var dominerende på dybt vand og *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*) var dominerende på lavt vand. Resultaterne fra denne og de tidligere undersøgelser tyder på, at siden 1987 er udbredelsen af både *krølhårstang* (*Chaetomorpha linum*) og *alm. vandhår* (*Cladophora sericea*) blevet reduceret.

Trådalgernes primærproduktion var meget høj

I sommerperioden i 1992 var trådalgernes biomasse i Kertinge Nor ca. 50 g DW m⁻², hvilket er på niveau med, hvad der f.eks. er konstateret i Det Sydfynske Øhav. Resultaterne af trådalgernes (netto) primærproduktion viser imidlertid, at trådalgernes primærproduktion var dobbelt så høj i Kertinge Nor som i Det Sydfynske Øhav. Det tyder på, at omsætningen som følge af bl.a. græsning var betydelig i Kertinge Nor.

Trådalgebiomassen på lavt vand reduceret 1974-92

En sammenligning af resultater af trådalgebiomassen (gennemsnit) fra de tidligere undersøgelser og resultater fra denne undersøgelse viser, at siden 1974 er trådalgebiomassen blevet reduceret i Kertinge Nor, specielt i den yderste del. Denne tendens blev yderligere forstærket i 1992.

Trådalgemåtter i 1991

I den undersøgte periode maj-september 1991 var det meste af bunden i Kertinge Nor dækket af tykke trådalgemåtter. I det meste af Kertinge Nor fandtes desuden en forholdsvis tæt ålegræsvegetation. I ålegræsbevoksningerne dækkede trådalgerne bunden mellem ålegræsplanterne i et 10-30 cm tykt tæppe.

Ingen trådalger yderst i Kertinge Nor i 1992

Allerede i maj 1992 var trådalgernes dækningsgrader på dybder over 1,5 m væsentlig mindre end i maj 1991 i den yderste og midterste del af Kertinge Nor (transect 2, 3 og 4).

*Inderst i Kertinge Nor -
skygges trådalgerne ud
fra juni 92*

I den midterste og inderste del af Kertinge Nor (transek 1 og 2) blev biomassen af trådalger øget frem til juni måned. I juni-juli blev sigtdybden reduceret i Kertinge Nor til 0,5-1,0 meter som følge af kraftige algeoplomstringer. I løbet af månederne juli og august 1992 blev trådalgemåtterne på dybder over 1,5 m i den inderste og den midterste del af Kertinge Nor skygget bort af planktonalger. Ved udskygningen af trådalgerne blev iltforbruget ved bunden øget under nedbrydningen af trådalgerne, samtidig med at iltproduktionen ved fotosyntesen blev reduceret. Det førte til forværrede iltforhold i og på sedimentet, hvilket var med til at øge næringsstoffsfrigivelsen til vandfasen og dermed til opbygningen af fytoplanktonbiomassen.

*Trådalgerne har stort
vækstpotentiale*

I 1991 blev det observeret, at trådalgemåtterne på >1,5 m's dybde kunne nedbrydes på få dage, og genopbygges på 1-2 uger. De i 1992 målte primærproduktionsrater for trådalgerne viste, at en biomasse på 50 g DW m⁻² i sommerperioden kan produceres på 6-12 dage. Trådalgerne på >1,5 m's dybde kunne ikke udnytte deres store vækstpotentiale i sommerperioden i 1992 som følge af skygning fra planktonalgerne.

*I 1992 var der kun lys nok til trådalgerne på
lavt vand*

På lavt vand (1,0 m) langs kysten i 1992 har mængden af trådalger i ålegræsset i Kertinge Nor været væsentlig større end i 1991. Det kan forklares ved, at der i ålegræsvegetationen på 1 m's dybde har været tilstrækkeligt med lys i sommerperioden i 1992 til trådalernes vækst på trods af den reducerede sigtdybde. Samtidig har næringsstoftilgængeligheden i vandfasen muligvis været bedre i 1992 end i 1991.

*Belastningsreduktionen
ændrede ikke undervandsvegetationen*

Vegetationsundersøgelserne i Kerteminde Fjord og Kertinge Nor viser, at der ved afskæringen af spildevandstilførslerne ikke skete nogen signifikante ændringer i vegetationsforholdene i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. Det skyldes sandsynligvis, at primærproduktionen i området primært er styret af den interne næringsstofbelastning fra sedimentet. Vegetationsforholdene i området kan derfor ikke forventes at blive bedre, før en væsentlig del af de næringsstofpuljer, der i dag findes bundet i sedimentet, er reduceret.

*Trådalgemåtterne har
forhindret udviklingen af
algesuppe*

Makrofyttene er af stor betydning for omsætningen af disse næringsstoffer. Uden trådalgemåtterne ville Kertinge Nor allerede for mange år siden have været en algesuppe, som det var tilfældet i sidste halvdel af 1992. Det vil i det kommende år vise sig, om undervandsvegetationen i Kertinge Nor er blevet ændret så radikalt, at tilstanden med høje planktonalgekoncentrationer i sommer- og efterårsperioden holder sig i årene fremover.

8. Pelagisk fauna

8.1 Indledning

Faunaen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord kan opdeles i den fastsiddende fauna, der behandles i afsnit 9 og den pelagiske fauna, der behandles i dette afsnit.

Masseforekomster af vandmanden og småfisk

Ved starten af projektet i sommeren 1990 var det første indtryk af den pelagiske fauna forekomsten af mange meget små vandmænd og en stor individtæthed af hundestejler og bundlevende kutlinger. Der blev derfor iværksat nærmere undersøgelser af vandmandens og fiskefaunaens betydning for det økologiske system i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord (afsnit 8.2, 8.3 og 8.4). Den pelagiske fauna omfatter desuden zooplanktonet, der er behandlet i afsnit 6.

8.2 Vandmand - *Aurelia aurita*

Stor tæthed af små individer

Øregoplen eller vandmanden (*Aurelia aurita*) er sommeren igennem overordentlig talrig i Kertinge Nor. Vandmandens udbredelse er global (Kramp, 1961), og masseforekomster af denne art er beskrevet fra mange forskellige steder på jorden: Grækenland (Papathanassiou *et al.*, 1987); Japan (Yasuda, 1968); Sverige (Hernroth *et al.*, 1983). Tætheden af vandmanden i Kertinge Nor er imidlertid så stor, at noget tilsvarende ikke hidtil er beskrevet i litteraturen. Samtidig er det karakteristisk, at de enkelte individer i Kertinge Nor kun opnår en meget ringe størrelse.

Filtrerer og kontrollerer zooplanktonet

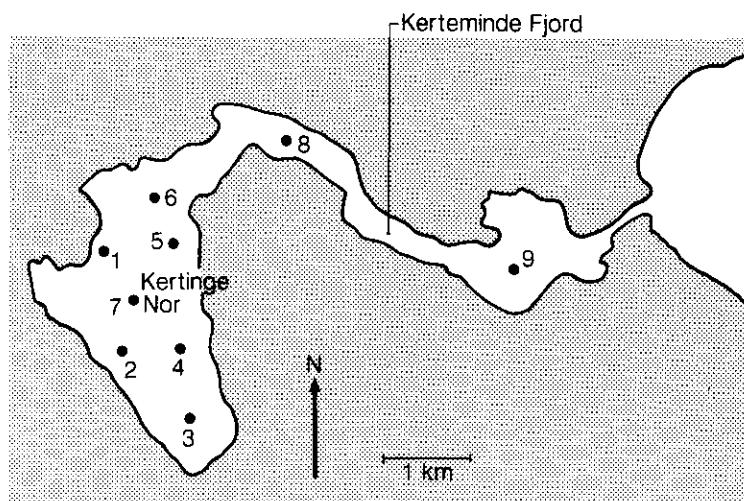
Føden består hovedsagelig af zooplankton (Möller, 1980b); (Stoecker *et al.*, 1987), og vandmandens filtrationspotentiale er betydeligt. Derfor vil vandmanden, i områder hvor den optræder talrigt, ofte kontrollere mængden af zooplankton i pelagialet og således få afgørende indflydelse på den biologiske struktur.

Formål

Vandmandens vækst, græsningspotentiale og indflydelse på den biologiske struktur i Kertinge Nor omtales nærmere i Riisgård *et al.*, (1994). I dette afsnit skal vandmandens populationsdynamik i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord beskrives.

Metode

Fra juni 1991 til oktober 1992 blev der, med 14 dages interval, foretaget indsamlinger af vandmanden på 7 stationer i Kertinge Nor samt på 2 referencestationer i Kerteminde Fjord. Stationernes placering er vist på Figur 8.1. Vandmændene blev indsamlet v.h.a. et zooplanktonnet (diameter 0.6 m, maskevidde 500 µm), forsynet med et flowmeter således, at det gennemsejlede vandvolumen kunne beregnes. På hver prøvetagningsdato blev de indfangne vandmænd talt, og antallet m^{-3} på hver enkelt station, samt det gennemsnitlige antal m^{-3} for Kertinge Nor (station 1-7), blev beregnet. Diameteren af et repræsentativt udsnit af de indfangne dyr blev målt, således at dyrenes gennemsnitsstørrelse kunne følges gennem hele perioden, og det var tillige muligt at beregne vandmandens biomasse. Endelig blev antallet af fastsiddende polypper (vandmandens ukønnede stadie) estimeret; setlingsplader blev sat ud i Kertinge Nor i efteråret 1992, og antallet af polypper på disse plader blev herefter undersøgt med jævne mellemrum.



Figur 8.1. Prøvetagningsstationernes placering ved populationsundersøgelser i 1991 og 1992.

Op til 300 vandmænd m^{-3}

I februar friges de første vandmænd fra polypper og den nye generation viser sig i de frie vandmasser i de følgende måneder. I slutningen af april 1992 fandt vi således en maksimal tæthed på over 300 individer m^{-3} (se Figur 8.2). Til sammenligning kan nævnes, at tætheden af vandmænd i åbne havområder typisk ligger i intervallet 0.01-0.2 individ m^{-3} (Schneider, 1989a), og det hidtil højest registrerede antal stammer fra Elfis-bugten i Grækenland, hvor Papathanassiou (Kramp, 1961) fandt et maksimum på 44 individer m^{-3} . Årsagen til det store antal vandmænd i Kertinge Nor er ikke klarlagt, men en af forklaringerne er muligvis, at dette relativt beskyttede område tilbyder favorable setlingsbetingelser for vandmandens larver. Gröndahl, (1988) har således påpeget, at antallet af polypper fra vandmændene oftest er større i beskyttede fjorde end i åbne havområder. Dette stemmer godt overens med vore optællinger på setlingspladerne, hvor vi estimerede tætheden af polypper i september 1992 til at være ca. $316000 m^{-2}$ i den indre del af Kertinge Nor, mens vi kun fandt ca. $56000 m^{-2}$ i Kerteminde Fjord.

Flest vandmænd i Kertinge Nor

På alle indsamlingsdatoer var tætheden af vandmænd (det voksne medusestadiet) i Kertinge Nor signifikant højere end i Kerteminde Fjord (Tabel 8.1).

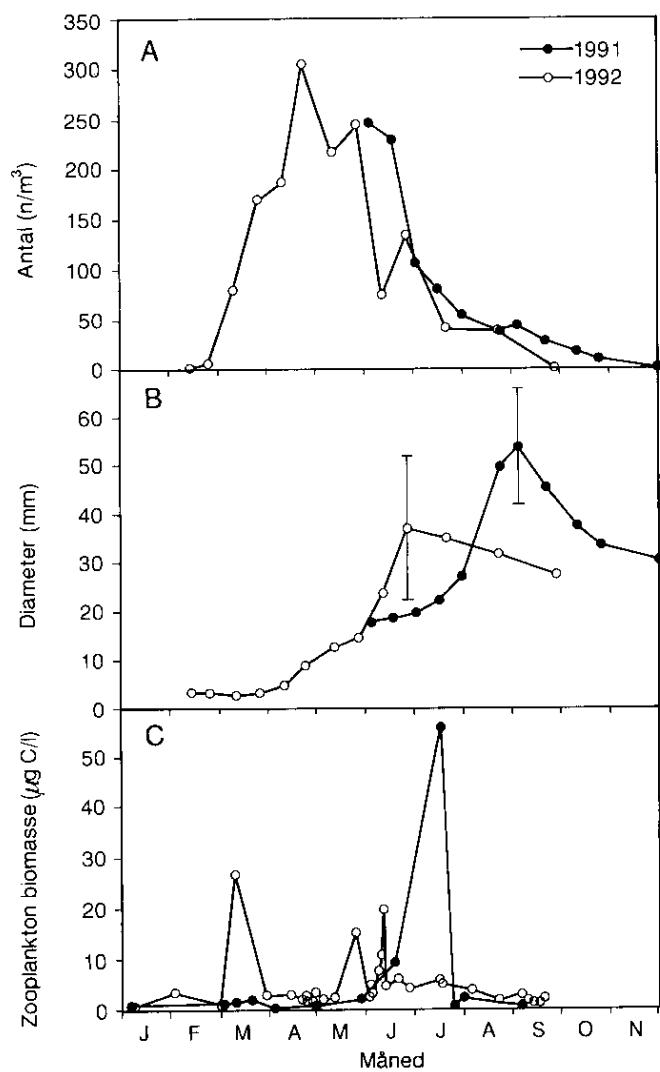
Vandmændenes biomasse

Målt som biomasse udgjorde vandmanden begge år den altdominerende zooplanktongruppe i pelagialet. I september 1991 og juni 1992 repræsenterede vandmanden således 350 hhv. $450 \mu g C l^{-1}$ (Tabel 8.1), og det meste af sæsonen overstiger vandmandens biomasse den resterende zooplankton-biomasse flere gange (Figur 8.2, Tabel 8.1).

En lokal population i Kertinge Nor

Den høje tæthed af polypper i Kertinge Nor samt den beskedne diameter hos den voksne vandmand (Figur 8.2) tyder på, at der er tale om en lokal homogen population, hvis oprindelsessted først og fremmest er Kertinge Nor. Fra begyndelsen af maj og resten af sæsonen falder antallet af vandmænd, men tætheden er dog stadig betydelig hele sommeren igennem. Det voksne medusestadiet har ingen fjender, og det faldende antal skyldes næppe heller mortalitet p.g.a. fødebegrensning, idet antallet også er faldende i perioder med positiv vækst (Figur 8.2). Årsagen til det faldende antal fra maj måned er derimod formentlig en kontinuert udvaskning gennem fjordsystemet til Storebælt.

Figur 8.2. Populations-tæthed af vandmænd på Station 1-7 i Kertinge Nor i 1991 og 1992. Det gennemsnitlige antal m^{-3} \pm SD og vandmændenes biomasse i hele fjordsystemet er vist i Tabel 8.1. B) Den gennemsnitlige diameter af vandmænd på Station 1-7 i 1991 og 1992. SD er vist som eksempel. C) Biomassen af zooplankton (-vandmænd) i Kertinge Nor i 1991 og 1992.



Tabel 8.1. Det gennemsnitlige antal \pm SD og biomasse af vandmænd i Kertinge Nor (Station 1-7) og Kerteminde Fjord (Station 8 og Station 9, se Figur 8.1) i 1991 og 1992. Det gennemsnitlige antal i Kertinge Nor i 1991 og 1992 er også vist i Figur 8.2.

1991				1992				
Dato	Antal (ind m^{-3})	Biomasse ($\mu\text{g C l}^{-1}$)		Dato	Antal (ind/ m^{-3})	Biomasse ($\mu\text{g C l}^{-1}$)		
	St. 1-7	St. 8	St. 9		St. 1-7	St. 8	St. 9	St. 1-7
03-Jun	248 \pm 292			122.1				
17-Jun	231 \pm 136	14	8	171.2				
01-Jul	107 \pm 127	6	0	93.4				
15-Jul	81 \pm 73	<1	0	74.3				
29-Jul	55 \pm 19	7	0	71.2				
22-Aug	38 \pm 27	<1	0	251.2				
02-Sep	45 \pm 26	22	0	351.0				
19-Sep	29 \pm 17	0	0	133.4				
08-Okt	19 \pm 16	4	<1	55.2				
22-Okt	10 \pm 12	<1	<1	25.5				
27-Nov	2 \pm 1	0	<1	2.3				
					13-Feb	1 \pm 0.3	<1	<0.01
					24-Feb	5 \pm 4	3	<0.01
					11-Mar	79 \pm 29	4	0.2
					26-Mar	169 \pm 104	71	0.9
					10-Apr	186 \pm 87	37	3.9
					23-Apr	304 \pm 129	55	29.7
					11-May	216 \pm 125	2	67.6
					26-May	245 \pm 251	118	118.4
					10-Jun	74 \pm 37	30	109.5
					25-Jun	134 \pm 110	46	450.0
					19-Jul	41 \pm 21	1	122.8
					20-Aug	39 \pm 22	0	73.8
					24-Sep	22 \pm 27	1	24.2

Vandmændene har dårlig vækst i Kertinge Nor

Som det fremgår af Figur 8.2 var der store forskelle på vandmændenes vækst i 1991 og i 1992. I 1991 tog vandmændenes vækst til i begyndelsen af august og stagnerede i september, hvor de opnåede en maksimal diameter på 55 mm. I 1992 begyndte vandmændene at vokse i starten af juni, men væksten ophørte allerede i slutningen af juni, og den maksimale diameter var endnu lavere end året før (37 mm). Generelt var væksten meget ringe i både 1991 og 1992, idet vandmanden typisk bliver mellem 200 og 300 mm i diameter sidst på sommeren (Schneider, 1989a). Lavere vækst i 1992 end i 1991 skyldes muligvis, at der har været et højere antal vandmænd i 1992, og dermed mindre føde til det enkelte individ. I vækstforsøg har det således vist sig, at intraspecifik konkurrence spiller en rolle i Kertinge Nor (se Riisgård *et al.*, 1994). Imidlertid startede feltundersøgelserne i 1991 først i juni, og det er derfor ikke muligt at sige med sikkerhed, om antallet af vandmænd var højere i 1992 end i 1991.

Sammenhæng mellem vandmændenes vækst og zooplanktonbiomasse

Figur 8.2C viser den gennemsnitlige zooplankton biomasse i 1991 og 1992 på 3 stationer i Kertinge Nor. Generelt var biomassen af zooplankton meget lav i Kertinge Nor (i gennemsnit ca. 5 µg C l⁻¹) En nøyne sammenhæng mellem vandmændenes vækst og mængden af zooplankton ses ved sammenligning af Figur 8.2. Både i 1991 og i 1992 ses en øget vækst hos vandmanden, når zooplankton biomassen toppe. Disse sammenhænge diskutes nærmere i Riisgård *et al.*, 1994.

8.3 Fiskefaunaens artssammensætning og fordeling

8.3.1 Indledning

I Kertinge Nor og Kerteminde Fjord har der, så vidt det vides, ikke tidligere været foretaget fiskeundersøgelser. Formålet med undersøgelsen var at bestemme fiskepopulationens artssammensætning og fordeling og at bestemme den relative hyppighed af fisk.

Formål

Metode fra søer er anvendt i Kertinge Nor

Tidligere undersøgelser i søer (Hammer & Filipsson, 1985, Degerman *et al.*, 1988, Jensen *et al.*, 1988) har vist, at man med fiskeri med biologiske oversigtsgarn under standardiseret prøvetagning kan få et godt billede af artssammensætning, den relative hyppighed og længdefordelingen af de enkelte fiskearter. Ved denne undersøgelse har den fra søer kendte fisketeknik været brugt.

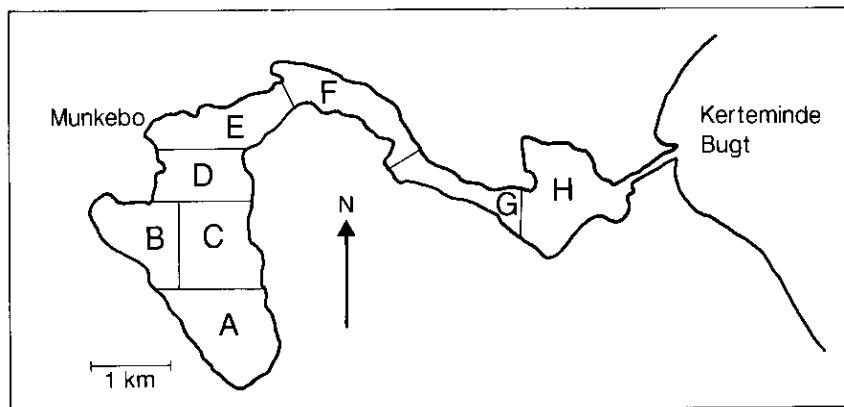
8.3.2 Materialer og metoder

Fiskeriet foregik med biologiske oversigtsgarn, der er et gællenet af monofil nylon. Hvert garn var 1,5 m dybt og 42 m langt. Det havde 14 enheder à 3 m med forskellige maskevidder i tilfældig rækkefølge. De 14 maskevidder, målt fra knude til knude, var i følgende rækkefølge: 6,25 - 8,0 - 16,5 - 75,0 - 38,0 - 25,0 - 12,5 - 33,0 - 50,0 - 22,0 - 43,0 - 30,0 - 60,0 - 10,0 mm. I 1990 blev der fisket med garn, hvor der også var en 3 m sektion med maskevidden 4,0 mm.

Biologiske oversigtsgarn

Undersøgelsen blev udført i slutningen af august/begyndelsen af september i 1990-92. I 1992 blev der også fisket i april og juli. I 1990 og 1991 blev der fisket i 8 delområder og i 1992 i 5 delområder med et varierende antal garn (Figur 8.3). Garnene blev sat sidst på eftermiddagen og taget op næste morgen.

Områdeinddeling



Figur 8.3. Opdeling af Kertinge Nor/Kerteminde Fjord i 8 delområder til fiskeundersøgelserne.

Udførte målinger

Fangsten i de enkelte garn blev holdt adskilt, og for hver art blev længden fra snudespids til halekløft (forklængde) målt til nærmeste lavere halve cm. I de tilfælde, hvor fangsten af en art var stor, blev der kun målt en repræsentativ prøve på 50 - 100 fisk, de resterende fisk blev derefter talt. For hver art blev den gennemsnitlige fangst pr. indsats (CPUE), hvor indsatsen er regnet som en "garnnat" beregnet, og for de talrige arter blev også 95% C.L. beregnet efter logaritmisk transformation af CPUE-værdierne (Mortensen *et al.*, 1990).

8.3.3 Resultater

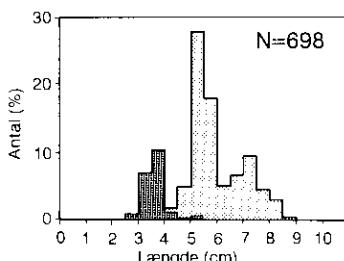
Der blev i alt fanget 16 fiskearter (Tabel 8.2). De dominerende arter var sort kutling (*Gobius niger*), trepigget hundestejle (*Gasterosteus aculeatus*) og nipigget hundestejle (*Pungitius pungitius*). Men også brisling (*Sprattus sprattus*), ålevabbe (*Zoarces viviparus*) og skruppe (*Platichthys flesus*) (i Kerteminde Fjord) blev hvert år fanget i lavt antal. Forekomsten af de øvrige arter var mere sporadisk og fangsten af sild (*Clupea harengus*), havørred (*Salmo trutta*), aborre (*Perca fluviatilis*), ål (*Anguilla anguilla*), almindelig tangnål (*Syngnathus typhle*) og torsk (*Gadus morhua*) var mere tilfældig. De fangede torsk stammer formodentlig fra en udsætning af bundgarns fangede undermåls torsk fra Storebælt (det er oplyst, at en fisker har udsat sådanne torsk i Kertinge Nor).

Trepigget hundestejle

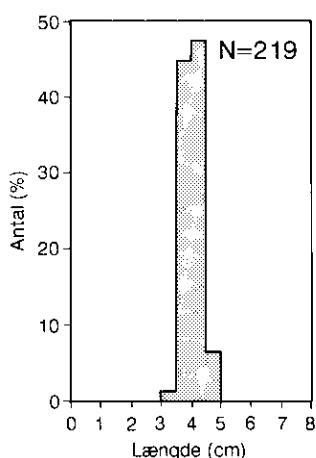
Den talrigeste fisk i Kertinge Nor var trepigget hundestejle. Fangster (CPUE-værdier) på over 100 hundestejler pr. garnnat var ikke ualmindelige. Der var stor variation i antallet (CPUE-værdierne) af trepigget hundestejle, der blev fanget i de forskellige områder (Bilag H-J).

Tabel 8.2. Fiskearter fanget i Kertinge Nor og Kerteminde fjord i 1990, 1991 og 1992. Meget almindelig: +++, almindelig: ++, tilfældig/sjælden: + og hyppighed ikke undersøgt:?

Fiskeart	Kun i Fjord	Nor og Fjord	Kun i Nor
Sild <i>Clupea harengus</i> L.	+		
Havørred <i>Salmo Trutta</i> L.	+		
Almindelig Tangnål <i>Syngnathus typhle</i> L.	+		
Tunge <i>Solea solea</i> (L.)	+		
Hvilling <i>Merlangius merlangus</i> (L.)	+		
Brisling <i>Sprattus sprattus</i> (L.)	++	++	
Ål <i>Anguilla anguilla</i> (L.)	?	?	
Tobiskonge <i>Hyperoplus lanceolatus</i> (Les.)		+	
Ålevabbe <i>Zoarces viviparus</i> (L.)		++	
Sort Kutling <i>Gobius niger</i> L.		+++	
Trepigget hundestejle <i>Gasterosteus aculeatus</i> L.	++		+++
Nipigget hundestejle <i>Pungitius pungitus</i> (L.)	++		+++
Skrubbe <i>Platichthys flesus</i> (L.)			+
Torsk <i>Gadus morhua</i> L.			+
Almindelig ulk <i>Myoxocephalus scorpius</i> (L.)			+
Aborre <i>Perca fluviatilis</i> L.			+



Figur 8.4. Længdefordeling af trepigget hundestejele fanget i biologiske oversigtsgarn i 1990. Mørk skravering: Fangst i 4 mm maskevidden og lys skravering: Fangst i øvrige maskevidder.

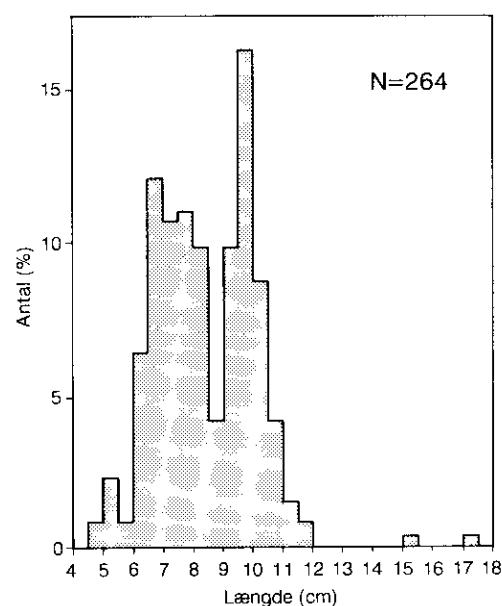


Figur 8.5. Længdefordeling af nipigget hundestejele fanget i biologiske oversigtsgarn i 4 mm maskevidden i 1990.

Men der var ikke signifikant forskel (Mann-Whitney U-test, $p>0.5$) på CPUE-værdierne i Kertinge Nor i 1990 og 1991. Derimod blev der fanget signifikant færre hundestejler (Kruskal-Wallis test, $p=0.005$) i september 1992 end i august 1990 og 1991. Der blev ligeledes fanget signifikant færre fisk (Kruskal-Wallis test, $p<0.02$) i september 1992 end i april og juli 1992. Også i Kerteminde Fjord var trepigget hundestejele den dominerende fisk, men med CPUE-værdier markant lavere end i Kertinge Nor. Fangsterne aftog fra den inderste del af fjorden og ud imod den yderste del.

De anvendte oversigtsgarn er størrelsesselektive. I 1990 blev der fisket med garn med og uden 4 mm maskevidde, og der var en forskel på længden af de hundestejler, der blev fanget i de forskellige maskevidder. I garnsektionen med 4 mm maskevidde blev der overvejende fanget fisk med længder på 3 og 3,5 cm, medens de større maskevidder ikke fangede hundestejler, der var mindre end 4 cm (Figur 8.4). Der var ikke betydende forskelle på længden af hundestejler fanget i de forskellige dele af noret og fjorden i 1990 og 1991 (Figur 8.4). Når man ser bort fra hundestejler fanget i 4 mm maskevidden, så var fiskene mellem 4 og 8,5 cm og en del heraf var mellem 7 og 8,5 cm. I september 1992 var længden af de fangede hundestejler 4,5-7,5 cm og således mindre end i de foregående år.

Der blev kun fanget nipiggede hundestejler i 4 mm maskevidden, og selvom der var en del variation i CPUE-værdier for fisk, der blev fanget i de forskellige områder af Kertinge Nor i 1990 var der næppe forskel på fangsten i de enkelte områder (Bilag H). I 1991 og 1992 blev der ikke fisket med 4 mm maskevidde, og der blev ikke fanget nipigget hundestejele bortset fra juli 1992, hvor der blev fanget enkelte hundestejler i noret. De blev alle fanget i 6,25 mm maskevidden. I Kerteminde Fjord blev der kun fanget nipigget hundestejele i den inderste del, og antallet var tilsyneladende lavere end i Kertinge Nor. De fangede nipigget hundestejler var mellem 3 og 4,5 cm (Figur 8.5).



Figur 8.6. Længdefordeling af sort kutling fanget i biologiske oversigtsgarn i 1990, 1991 og 1992.

Sort kutling

Der blev fanget mellem 1 og 16,3 sort kutling pr. garnnat, bortset fra april 1992, hvor fangsterne faldt til mellem 0,3 og 2,3 fisk pr. garnnat (Bilag H-J). Der blev kun fanget sort kutling i den inderste del af Kerteminde Fjord, og fangsten var lavere end i Kertinge Nor. Der var ingen tydelige forskelle på

længdefordelingen af sort kutling fanget i august/september i Kertinge Nor eller Kerteminde Fjord de tre år. Alle fangster fra august/september er derfor brugt til at vise længdefordelingen (Figur 8.6). Den modale fordeling afspejler sikkert, at der samtidigt optræder to eller flere årgange af sort kutling i bestanden.

Brisling, skrubbe, ålekvabbe

Brisling blev fanget både i Kertinge Nor og i Kerteminde Fjord. Men CPUE-værdierne var altid lave med fangster på under 1 brisling pr. garnnat som den almindeligste fangst (Bilag H-J). Der blev fanget ålekvabbe både i Kertinge Nor og i Kerteminde Fjord. Fangsterne var altid lave med under 1 ålekvabbe pr. garnnat. Der blev desuden fanget enkelte små skrubber i Kertinge Nor, og enkelte større skrubber i Kerteminde Fjord.

Øvrige arter

Fangsterne af de øvrige arter var meget sporadisk, og der er derfor tale om vandrende fisk eller endog meget små bestande (Bilag H-J). Det skal dog bemærkes, at ål meget sjældent lader sig fange med de anvendte oversigtsgarn. Der kan derfor udmærket være rimelig bestand af ål i noret og fjorden.

8.3.4 Diskussion

Fiskefaunaen i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord viser en vid diversitet af arter. De fundne fiskearter kan deles i 4 grupper:

- (1) Migrerende fisk med arter som havørred og ål. I denne gruppe er ål sikkert almindeligt forekommende.
- (2) Ferskvandsfisk, hvor der kun er fundet enkelte individer af aborre.
- (3) Brakvandsfisk, der tilbringer det meste eller hele deres liv under euryhaline forhold. Det drejer sig om trepigget hundestejle, nipigget hundestejle og skrubber. De to første arter er de dominerende fisk i både noret og fjorden.
- (4) Marine fisk, som sild, brisling, almindelig tangnål, hvilling, torsk, tobiskonge, sort kutling, ålekvabbe, almindelig ulk og tunge, der bruger noret og fjorden enten som opvækstområde eller fødeområde. Bortset fra brisling, sort kutling og ålekvabbe er disse arter ikke almindelige.

Færre fisk i 1992

I september 1992 var der i Kertinge Nor tydeligt færre arter til stede og fangsterne var lavere end på noget andet tidspunkt.

3 dominerende arter

I Kertinge Nor bestod de dominerende bestande af trepigget hundestejle og nipigget hundestejle. Men også bestanden af lerkutling, *Pomatoschistus microps* (Krøyer) var meget stor på lavt vand (se afsnit 8.4). Store bestande af trepigget hundestejle er kendt fra andre eurofe brakvandsområder (Jeppesen et al., 1993). Bestandsstørrelserne af hundestejler og lerkutling er meget store; de har alle kort livscyklus, og deres produktion:biomasse forhold (turnover) må som følge heraf være stort. De må derfor have meget stor betydning for omsætningen af organisk stof i Kertinge Nor, og dette forhold bør undersøges.

8.4 Fiskefaunaens populationsdynamik og produktion

8.4.1 Indledning

Formål

Trepigget hundestejle, *Gasterosteus aculeatus* og nipigget hundestejle, *Pungitius pungitius* optræder i store tætheders i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord (afsnit 8.3). Lerkutling, *Pomatoschistus microps* (Krøyer), findes desuden i stort antal på lavt vand i området, selvom denne art ikke blev fanget ved ovennævnte undersøgelse. Disse tre arter har korte generationstider og kan optræde i store tætheders (Wheeler 1978, Wootton 1984). De kan derfor spille en stor rolle i omsætningen af organisk stof, men deres egentlige betydning er dårligt undersøgt i brakvand. Det blev derfor besluttet at undersøge populationsdynamik og produktion hos lerkutling, trepigget hundestejle og nipigget hundestejle på lavt vand i Kertinge Nor.

8.4.2 Materialer og metoder

Et lavvandedt område i den ydre del af Kertinge Nor ud for Munkebo og et i den indre del ved Strandskoven blev udvalgt. Ved Munkebo bestod bunden overvejende af grus iblandet sand og enkelte små sten. I løbet af undersøgelsen blev bunden overgroet med varierende mængder af havgræs, *Ruppia* sp., og trådalger, *Cladophora* spp. Ved Strandskoven var bunden lidt mere fintkornet. Her fandtes havgræs og *Cladophora* samt lidt krølhårstang, *Chaetomorpha linum*.

Kvantitative prøver af fiskebestandene blev taget ved hjælp af et såkaldt drop-net (Evans & Tallmark, 1979), der indesluttede et areal på 10 x 10 m ved de første to prøvetagninger og 5 x 5 m ved de efterfølgende. Der blev taget prøver ca. hver måned fra maj til december 1992. Før prøvetagningen blev et net med 1 x 1 mm maskevidde fastgjort ca. 50 cm over vandoverfladen til stålstaenger, der var placeret på hjørnerne af prøvetagningsfeltet. Flod fastgjort til overlinen og en blykæde fastgjort til underlinen af nettet sørgede for, at nettet efter udløsning indspærrede det ønskede areal. Ved hver prøvetagning blev et net sat op, og næste dag blev det på afstand udløst ved snoretræk. Fiskene i prøvefeltet blev fanget med et lille trawl (maskevidde 1 x 2 mm), der dækkede hele vandsøjlen i drop-nettets fulde bredde. Der blev foretaget fire successive trawltræk gennem hele drop-nettet, og fangsterne fra de enkelte træk blev holdt adskilt.

Artsbestemmelse og målinger

Fangsterne blev artsbestemt og hver art talt. Ved hver prøvetagning blev fiskenes målt til nærmeste mm (fork-længde). Hvis en art var meget talrig, blev kun en repræsentativ del af fangsten målt. Gennem undersøgelsen blev en mindre del af fangsten bragt levende til laboratoriet og målt til nærmeste mm og vejet.

Opdeling i aldersgrupper

Ud fra længdefordelings-histogrammer blev lerkutling og trepigget- og nipigget hundestejle delt i aldersgrupper. Længde-vægt relationer blev bestemt ud fra regressionslinier beregnet efter mindste kvadraters metode. Længdefordelings-histogrammerne blev konverteret til vægtfordelings-histogrammer, før gennemsnitsvægten for hver art og aldersgruppe blev beregnet (Tesch 1971, Nielsen & Schoch 1980).

Bestandsberegninger

For hver art og aldersgruppe blev bestandsstørrelsen og 95% C.L. beregnet efter Zippin metoden (Zippin 1956, Ricker 1975, Higgins 1985), idet fangsten i hvert trawltræk blev betragtet som fangst pr. indsats. Når den totale fangst, N, af en art var større end den beregnede nedre 95% C.L., blev N brugt i

stedet for \bar{N} - 95% C.L.. Når fangsterne pr. indsats ikke er signifikant faldende, kan Zippin metoden ikke anvendes. I disse tilfælde blev den totale fangst brugt som bestandsstørrelse; denne værdi vil altid være et mindsteestimativ, og der kan ikke beregnes C.L.

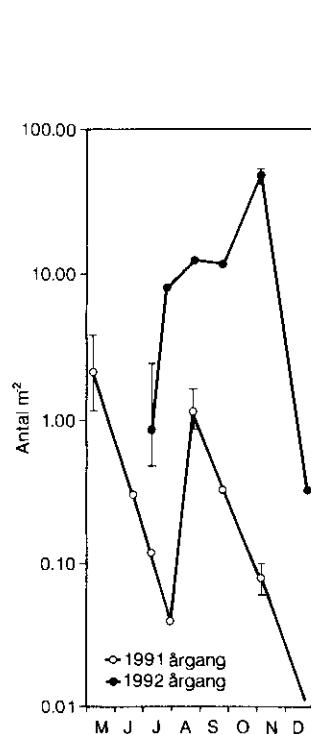
Produktionen blev beregnet ved hjælp af Allen's grafiske metode (Allen, 1951), og enheden g vådvægt m^{-2} fra maj til december er anvendt. Der blev ikke beregnet produktion på målingerne inderst i Kertinge Nor ved Strandskoven. Den største usikkerhed ved beregning af produktion ligger i bestemmelsen af bestandsstørrelserne. Derfor blev et range for produktionsværdierne beregnet ved brug af nedre og øvre 95% C.L. for de beregnede tæthedener og de observerede gennemsnitsvægte.

8.4.3 Bestandsstørrelser, vandringer og rekruttering

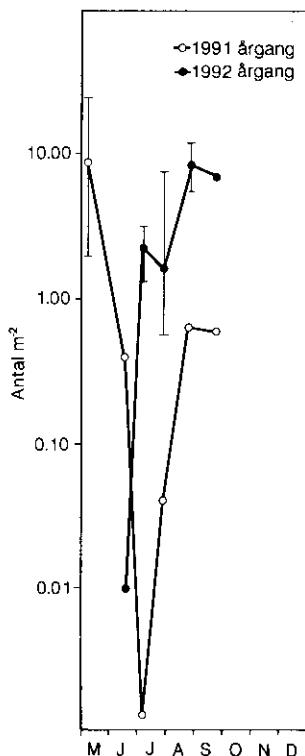
Lerkutling

Ved Munkebo var der i begyndelsen af maj 1992 en tæthed på 2 lerkutlinger m^{-2} af 1991-årgangen (Figur 8.7). Den aftagende bestandsstørrelse i maj-juli 1992 skyldes dødelighed, men formodentlig også udvandring til dybere vand for at lægge æg. Efter gydeperioden indvandrede lerkutlingen igen i stort antal til området i september 1992. Fra august til december 1992 er tætheden aftagende. Dette skyldes sandsynligvis dels dødelighed, dels udvandring til dybere vand for at overleve vinteren.

Rekrutteringen af den nye 1992 årgang starter i begyndelsen af juli 1992. Rekrutteringen fortsatte i august og over sommeren var der omkring 10 lerkutlinger m^{-2} (Figur 8.7). Den meget store tæthed på 48 individer m^{-2} den 3. november 1992 er forårsaget af et ekstremt lavvande. Fiskene fra de tørlagte områder nærmest kysten er søgt ud i undersøgelsesområdet til dybere vand.



Figur 8.7. Ændringer i bestandsstørrelsen af lerkutling (antal fisk m^{-2}) fra årgang 1991 og 1992 i Kertinge Nor ved Munkebo i 1992.



Figur 8.8. Ændringer i bestandsstørrelsen af lerkutling (antal fisk m^{-2}) fra årgang 1991 og 1992 i Kertinge Nor ved Strandskoven i 1992.

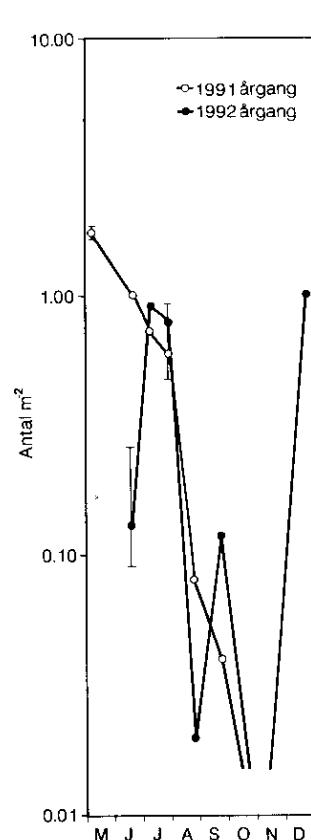
I november og december 1992 faldt tæthedten til under 0.5 lerkutlinger m^{-2} . Den aftagende tæthed kan skyldes dødelighed og udvandring til større dybder for at overleve vinteren.

Inderst i Kertinge Nor ved Strandskoven var ændringerne i bestandsstørrelsen og rekrutteringen af den nye 1992 årgang næsten identisk med bestanden ved Munkebo. Over sommeren 1992 var tæthedten dog lavere ved Strandskoven end ved Munkebo (Figur 8.8). Bestanden forsvandt fra området ved Strandskoven efter det ekstreme lavvande i november 1992.

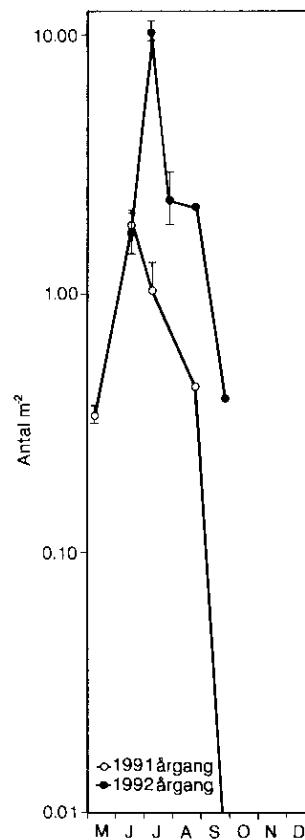
Trepigget hundestejle

I maj og juni 1991 var der omkring 1 trepigget hundestejle m^{-2} af 1991 årgangen både ved Munkebo og Strandskoven (Figur 8.9 og 8.10). Fra juni aftog tæthedten af 1991 årgangen både ved Munkebo og Strandskoven, og 1991-årgangen forsvinder helt i løbet af efteråret.

Der sker en rekruttering af den nye 1992 årgang i juni og juli 1992 (Figur 8.9 & 8.10). Ved Strandskoven var bestanden oppe på 10 individer m^{-2} i begyndelsen af juli 1992. Både ved Munkebo og Strandskoven forsvandt trepigget hundestejle ved det ekstreme lavvande i begyndelsen af november 1992. Ved Munkebo vendte 1992 årgangen dog tilbage i december.



Figur 8.9. Ændringer i bestandsstørrelsen af trepigget hundestejle (antal fisk m^{-2}) fra årgang 1991 og 1992 i Kertinge Nor ved Munkebo i 1992.

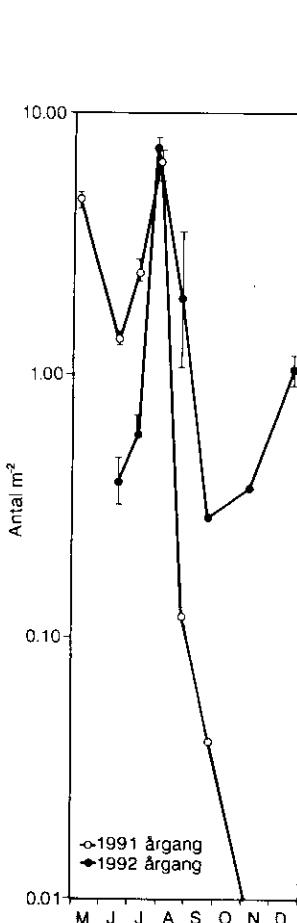


Figur 8.10. Ændringer i bestandsstørrelsen af trepigget hundestejle (antal fisk m^{-2}) fra årgang 1991 og 1992 i Kertinge Nor ved Strandskoven i 1992.

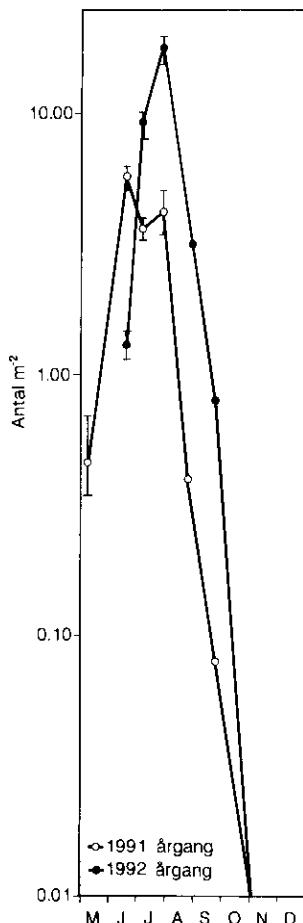
Nipigget hundestejle

I perioden maj-juni 1992 varierede bestandstæthederne af 1991 årgangen mellem 0.1 og 7 individer m^{-2} (Figur 8.11 & 8.12). Fra august aftog tæthederne meget kraftigt begge steder, og 1991 årgangen var forsvundet fra begge områder i november.

De første individer af den nye 1992 årgang blev fanget i juni 1992 både ved Munkebo og Strandskoven. Rekrutteringen af små individer af den nye 1992 årgang fortsatte i juli, og de maksimale tætheder var 7.2 og 17.8 individer m^{-2} ved henholdsvis Munkebo og Strandskoven i slutningen af juli 1992. Herefter aftog tæthederne begge steder, og i november forsvandt nipigget hundestejle fra området ved Strandskoven. Ved Munkebo var der 1 individ m^{-2} af 1992 årgangen i december.



Figur 8.11. Ændringer i bestandsstørrelsen af nipigget hundestejle (antal fisk m^{-2}) fra årgang 1991 og 1992 i Kertinge Nor ved Munkebo i 1992.



Figur 8.12. Ændringer i bestandsstørrelsen af nipigget hundestejle (antal fisk m^{-2}) fra årgang 1991 og 1992 i Kertinge Nor ved Strandskoven i 1992.

Øvrige arter

Der blev desuden fanget enkelte ål, *Anguilla anguilla*, toplettert kutling, *Coryphopterus flavescens*, almindelig tangnål, *Syngnathus typhle*, og ålekvabbe, *Zoarces viviparus* ved undersøgelsen (Tabel 8.3). Fra juni til august 1992 blev der fanget en del sort kutling, *Gobius niger* på begge lokaliteter.

8.4.4 Længde-vægtforholdet, vækst og biomasse

Der blev kun målt sammenhørende værdier af længde og vægt for et mindre antal lerkutlinge. Værdierne fra de 2 områder ved Munkebo og Strandskoven i Kertinge Nor er derfor behandlet undet et. Selvom der kun var få målinger var længde-vægt forholdet signifikant og korrelationskoefficienten var høj ($r^2 = 0.98$) (Tabel 8.4).

Tabel 8.3. Fangst (antal m^{-2}) af ål, almindelig tangnål, Ålevabbe, topletteret kutling og sort kutling i Kertinge Nor ved Munkebo og Strandskoven i 1992.

MUNKEBO	06.05.	19.06.	08.07.	29.07.	26.08.	25.09.	03.11.	23.12.
Ål		0.02						
Alm. tangnål	0.01	0.02	0.08	0.08	0.22	0.08		
Ålevabbe	0.24	0.20	0.04	0.12	0.08	0.08	0.04	0.04
Sort kutling		0.72	1.64	0.32	0.04			
STRANDSKOVEN	07.05.	19.06.	07.07.	30.07.	27.08.	24.09.	04.11.	23.12.
Alm. tangnål	0.01				0.04			
Ålevabbe	0.05	0.02	0.04					
Sort kutling		0.05	0.48	0.16	0.20			
Toppletteret kutling					0.04			

Tabel 8.4. Længde-vægt forholdet for lerkutling, trepigget hundestejle og nipigget hundestejle i Kertinge Nor ved Munkebo (1) og Strandskoven (2) i 1992, regressionskoefficenter efter ligningen: $\log vægt = \log a + b \log længde$

	$\log a \pm 95\% C.L.$	$b \pm 95\% C.L.$	r^2	n
Lerkutling:				
(1 og 2)	-6.005 ± 0.265	3.631 ± 0.200	0.981	28
Trepigget hundestejle:				
(1)	-5.002 ± 0.193	2.908 ± 0.122	0.977	56
(2)	-5.086 ± 0.233	2.955 ± 0.175	0.963	46
Nipigget hundestejle:				
(1)	-4.684 ± 0.435	2.632 ± 0.280	0.908	38
(2)	-4.684 ± 0.147	2.671 ± 0.102	0.978	62

Vækstrate af lerkutling

Væksten af 1992 årgangen var tilsyneladende langsom i juli og august (Figur 8.7). Men i hele denne periode foregik der en indvandring af små individer til området. De enkelte lerkutling kan derfor godt vokse uden, at det afspejler sig særlig meget i gennemsnitsvægten. At dette sandsynligvis har været tilfældet, ses af den tiltagende amplitude i størrelsesfordelingen (Figur 8.13). Den korrekte vækstrate kan derfor ikke bestemmes, og den observerede vækstrate på 1.8% tilvækst pr. dag er et mindsteestimat.

Gennemsnitsvægten af 1992 årgangen af lerkutling var 0.2 g i december 1992, og gennemsnitsvægten af 1991 årgangen var 0.3 g i maj 1992. Det viser, at væksten er lav om vinteren. Fra maj til november voksede 1991 årgangen fra 0.3 g til 0.9 g, det svarer til vækstrate på 0.5% tilvækst pr. dag.

Biomassen varierede mellem 0.01 og 1.2 g m^{-2} for 1992 årgangen, når der ses bort fra de 7.7 g m^{-2} i november og mellem 0.01 og 0.7 g m^{-2} for 1991 årgangen.

Vækstrate af trepigget hundestejle

Der var ikke signifikant forskel på længde-vægt forholdet mellem populationerne af trepigget hundestejle i de to områder (Tabel 8.4). Som hos lerkutling var væksten af den nye 1992 årgang af trepigget hundestejle tilsyneladende langsom i juni og juli. Men i denne periode blev der hele tiden rekrutteret

små individer til bestanden. Og som hos lerkutling kunne den konkrete vækstrate ikke bestemmes.

For bestanden i Kertinge Nor ved Munkebo varierede biomassen mellem 0.01 og 0.6 g m⁻² for 1992 årgangen og mellem 0.1 og 1.6 g m⁻² for 1991 årgangen.

Vækstrate af nipigget hundestejle

Længde-vægt forholdet for nipigget hundestejle var ikke signifikant forskelligt mellem de to områder (Tabel 8.4). Også hos den nye årgang af nipigget hundestejle var væksten tilsyneladende langsom i juni og juli. Men i denne periode blev der hele tiden rekrutteret nye individer til bestanden. Den faktiske vækstrate kunne ikke bestemmes, og den observerede vækstrate på 7.3% tilvækst pr. dag er et underestimat.

Ved området ved Munkebo var gennemsnitsvægten af 1992 årgangen 0.31 g i december, og gennemsnitsvægten af 1991 årgangen 0.32 g i maj, så derfor må væksten om vinteren have været lav. Fra maj til december voksede 1991 årgangen fra 0.32 g til 0.5 g, hvilket svarer til en vækstrate på 0.2% tilvækst pr. dag.

For 1992 årgangen varierede biomassen mellem 0.01 og 1.2 g m⁻² og mellem 0.3 og 2.6 g m⁻¹ for 1991 årgangen ved Munkebo.

8.4.5 Produktion

Ved beregning af produktion for 1992 årgangen af lerkutling er den meget store tæthed i november (ekstrem lavvande) ikke medtaget. Produktionen er i stedet beregnet ud fra tæthederne i september og december. For perioden juni til december var produktionen 1.9 g m⁻² for 1992 årgangen og for perioden maj til december 0.8 g m⁻² for 1991 årgangen (Tabel 8.5). Da den korrekte vækstrate for 1992 årgangen ikke kendes, er produktionen på 1.9 g m⁻² et underestimat. Produktionen i den periode, hvor yngelen er pelagisk, er ikke medtaget i beregningerne.

Den beregnede produktion for 1992 årgangen og for 1991 årgangen af trepigget hundestejle er angivet i Tabel 8.5. Produktionen af 1992 årgangen er et underestimat, da den faktiske vækstrate ikke kendes.

Den beregnede produktion af nipigget hundestejle for 1992 årgangen og for 1991 årgangen er angivet i Tabel 8.5. Produktionen af 1992 årgangen er et mindsteestimat.

Tabel 8.5. Produktion g vådvægt m⁻² i de nævnte perioder af lerkutling, trepigget hundestejle og nipigget hundestejle i Kertinge Nor i 1992. I parentes er angivet "95% C.L.".

Fiskeart	1992-årgang jun-dec	1991-årgang maj-dec	Total
Lerkutling	1.86 (1.86-1.90)	0.78 (0.55-1.33)	2.64
Trepigget hundestejle	0.21 (0.20-0.23)	0.50 (0.49-0.52)	0.71
Nipigget hundestejle	0.60 (0.50-0.77)	0.79 (0.72-0.83)	1.39
Alle arter			4.74

For alle arter gælder det, at produktionen af kønsprodukter ikke er medtaget i beregningerne.

8.4.6 Diskussion

Lerkutling, trepigget- og nipigget hundestejle er alle kendt for at kunne udvikle og lægge flere hold æg i løbet af gydeperioden (Wheeler 1978, Woottton 1984, Woottton *et al.*, 1978). I overensstemmelse hermed skete rekrutteringen af de nye 1992 årgange da også over flere måneder. Ved bestandsstørrelser på 0.5 fisk m^{-2} eller flere var fangsteffektiviteten stor for lerkutling og for tre- og nipigget hundestejle. Og der blev ved flere prøvetagninger fanget flere fisk end den beregnede nedre 95% C.L.. Ved lave bestandsstørrelser var fangsterne pr. indsats nogle gange ikke faldende, og 95% C.L. kunne derfor ikke beregnes.

Der findes ikke mange kvantitative undersøgelser af fiskebestande i brakvandsområder. Men resultaterne fra Kertinge Nor kan dog sammenlignes med tilsvarende fra Brofjorden på den svenske vestkyst (Thorman & Fladvad, 1981). De fundne bestandsstørrelser af de dominerende arter svarer til eller er lidt større end de tilsvarende i Brofjorden, men her var der til gengæld lidt flere arter til stede. Det drejede sig stort set om de samme arter, som er fundet i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord. I Brofjorden blev produktion beregnet til 1.2 g m^{-2} i et område med havgræs og 3.4 g m^{-2} i et område med ålegræs (*Zostera marina*). Her dækker de 3.4 g m^{-2} ikke hele fiskebiomassen, og skønnet ud fra produktion-biomasse forholdet har produktionen nok været 7.4 g m^{-2} . Men i de to områder var produktionen af lerkutling og trepigget- og nipigget hundestejle kun henholdsvis 0.9 g m^{-2} og 1.1 g m^{-2} til sammenligning med 4.7 g m^{-2} i Kertinge Nor. I Kertinge Nor ved Munkebo var der også almindelig tangnål, ålevabbe og sort kutling tilstede, deres produktion og biomasse blev ikke bestemt, men det skønnes, at den samlede produktion i Kertinge Nor har været af samme størrelsesorden som i området med ålegræs i Brofjorden.

De lave tætheder bidrager kun lidt til produktionen, der da også er bestemt med relativ stor sikkerhed; bortset fra 1991 årgangen af lerkutling. Men ved vurderingen af produktionen skal det bemærkes, at den beregnede produktion stort set kun indbefatter den somatiske produktion. Produktionen af kønsprodukter i gydeperioden er ikke beregnet, da undersøgelsen først startede ved gydeperiodens start både for lerkutling og trepigget- og nipigget hundestejle. Lige før gydeperioden kan æg hos trepigget hundestejle udgøre op til 20-30% af kropsvægten (Woottton 1984, Woottton *et al.*, 1978). Lige efter gydningen falder vægten af ovariet til 6-8% af kropsvægten, men hunnerne kan, når føden er rigelig, i løbet af en uge eller mindre udvikle et nyt hold æg, der kan udgøre op til 20% af kropsvægten. Hvis der ikke er fødebegrænsning, kan en hun udvikle 15-20 hold af nye æg i løbet af gydeperioden. Fra midten af juni til slutningen af juli, det vil sige det meste af gydeperioden, blev der taget prøver hver tredje uge. Men da nye hold æg kan udvikles indenfor prøvetagningerne, er det klart, at en stor del af produktionen af kønsprodukter ikke er blevet bestemt. Lerkutling og nipigget hundestejle lægger også flere hold æg, og lignende forhold må derfor også gælde for disse arter.

Væksten af de nye 1992 årgange er underestimeret på grund af rekrutteringen af små individer i gydeperioden og produktionen af kønsprodukter er i vid udstrækning ikke målt. Samlet betyder dette, at den beregnede produktion på 4.7 g m^{-2} er et underestimat. Hvor meget produktionen er underestimeret, kan det ikke siges. Men hvor meget produktionen af kønsprodukter kan være underestimeret kan blyses af en beregning. I gydeperioden var biomassen af

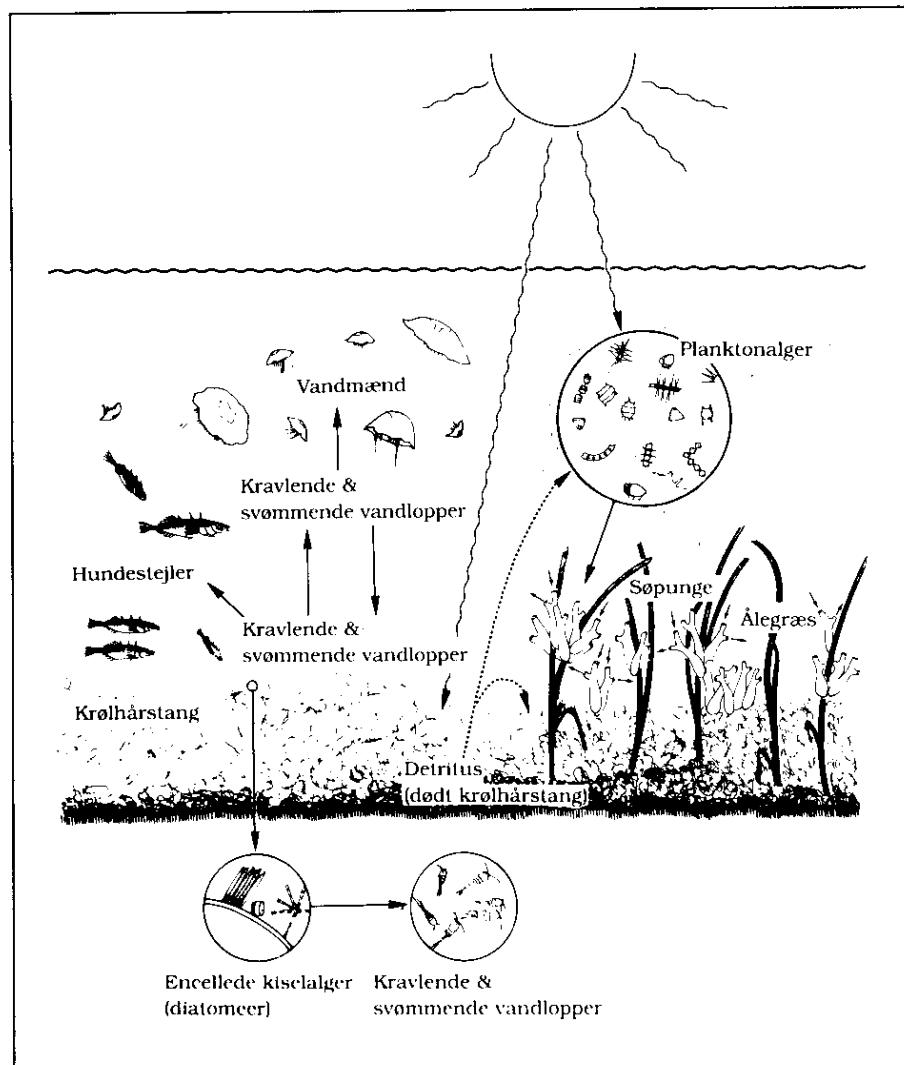
kønsmodne trepigget hundestejle ca. 1 g m^{-2} . Forholdet mellem hanner og hunner var henholdsvis 0.21 og 0.25 i to år i Østersøen syd for Stockholm (Aneer, 1973). Hvis forholdet på 0.25 bruges, var der ca. 0.8 g m^{-2} af kønsmodne hunner. Hvis hunnerne lægger 6 hold æg og efter hver æglægning øger deres kropsvægt med 12% (se ovennævnte værdier) vil produktionen af æg udgøre 0.48 g m^{-2} . Dette er lige så meget som den målte produktionen af voksne trepigget hundestejle. Hvis lignende forhold også gør sig gældende for lerkutling og nipigget hundestejle, så er produktionen underestimeret med ca. 2 g m^{-2} .

Den største del af produktionen finder sted i sommerhalvåret, og fiskene må derfor betyde meget for omsætning af organisk stof på denne årstid.

9. Fastsiddende fauna

9.1 Epifauna - generelt

Grundtrækkene af den biologiske struktur og de vigtigste biologiske komponenter i Kertinge Nor i sommeren 1991 er vist på Figur 9.1.



Figur 9.1. Biologisk struktur i Kertinge Nor i sommeren 1991.

Ca. 15 epifauna- og 25 infaunaarter

Strandkrabber, sørstjerner og blåmuslinger i Kerteminde Fjord

Søpunge, hjertemuslinger og snegle i Kertinge Nor

Den fastsiddende fauna i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord består af mere end 40 arter (taxa). Ca. 15 af disse arter er epifauna i og på vegetationen og på sedimentet. Øvrige arter hører til infaunaen i sedimentet (afsnit 9.3).

På sedimentet særlig i Kerteminde Fjord finder man en tæt bestand af strandkrabber (*Carcinus maenas*) og af sørstjerner (*Asterias rubens*). På lavt vand ved indløbet til Kerteminde Fjord danner blåmuslingerne (*Mytilus edulis*) store banker. Her er de sikret stor tilgang af føde med tidevandsstrømmen. Overalt i området finder man med god afstand enkelte eksemplarer af blåmuslinger på sedimentet.

I det meste af Kertinge Nor findes en tæt bestand af søpunge (*Ciona intestinalis*) med tætheder i sensommeren 1991 på omkring 150 individer m^{-2}

(50-60 mg tørvægt ind⁻¹) (afsnit 9.2). De findes fortrinsvis nederst på ålegræsbladene i tætte klynger og på trådalgemåtterne, men ses også enligt spredt på sedimentet. På trådalgerne og ålegræsbladene findes en mængde små hjertemuslinger (*Cardium sp.*), dyndsnegle (*Hydrobia spp.*), strandsnegle (*Littorina spp.*) og tangsnegle (*Rissoa spp.*). Siddende i vegetationen eller svømmende ses mange hesterejer (*Crangon crangon*), roskilderejer (*Palaemon adspersus*), tanglopper (*Gammarus spp.*) og tanglus (*Idothea spp.*).

Epibentiske copepoder i Kertinge Nor

Desuden ses mængder af epibentiske copepoder (harpacticider = "krybende vandlopper") i Kertinge Nor. Der blev aldrig foretaget en systematisk registrering og kortlægning af epifaunaen, selv om især harpacticiderne (der kan svømme op i vandsøjlen) kunne formodes at være vigtige byttedyr for både vandmænd og hundestejler. Kun enkelte, spredte registreringer blev udført, eksempelvis i oktober 1991.

Den 16. oktober 1991 blev der indsamlet krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) i den sydlige, centrale del af Kertinge Nor. Krølhårstangen blev kraftigt rystet i vand tilsat lidt alkohol (for at bedøve dyrene), hvorefter vandet blev filtreret (20 µm). De frafiltrerede dyr blev derefter optalt under stereolup. Den udrystede prøve af krølhårstang blev tørret (90°C, 24 t) og vejet. Idet biomassen af krølhårstang var omkring 250 g tørvægt m⁻² kunne en omtrentlig densitet af de forskellige dyregrupper bestemmes. Resultatet fremgår af Tabel 9.1. Det ses, at især harpacticiderne optrådte i stort tal. Der var to arter af disse "krybende vandlopper", men de blev ikke bestemt til art. Også mængden af små (<3 mm) hjertemuslinger, der kravlede rundt på krølhårstangen var bemærkelsesværdig og vidnede om, at den normale bundfauna havde måttet søge opad i tangmåtten for at skaffe sig ilt og føde. Selv om populationstæthederne angivet i Tabel 9.1 er behæftet med stor usikkerhed, siger tabellen dog noget om epifaunaens sammensætning og betydning. De mange "raspende" dyr (snegle og harpacticider) antyder, at der må have været en betydelig produktion af mikroalger (diatomeer), på makrofytterne.

Registrering af meroplankton settling

I efteråret 1991 blev der udsat "settlingsplader" til registrering af meroplankton settling (nedslag af bunddyrlarver) i Kertinge Nor. De registrerede grupper/arter var *Mytilus edulis*, *Cardium edule*, *Hydrobia ventrosa*, *Littorina saxatilis*, *Risso sp.*, *Thecata sp.*, *Obelia geniculata*, *Balanus balanus*, *Asterias rubens* og *Bryozoa*.

Tabel 9.1. Epifauna på *Chaetomorpha linum* i sydlige del af Kertinge Nor i oktober 1991.

Art	ind. m ⁻²
Harpacticoida (2 arter)	12.000
<i>Littorina</i> (strandsnegl)	4.500
<i>Cardium</i> (hjertemusling)	3.700
<i>Hydrobia</i> (dyndsnegl)	2.700
<i>Mytilus</i> (blåmusling)	70

9.2 Søpong - *Ciona intestinalis*

Formål

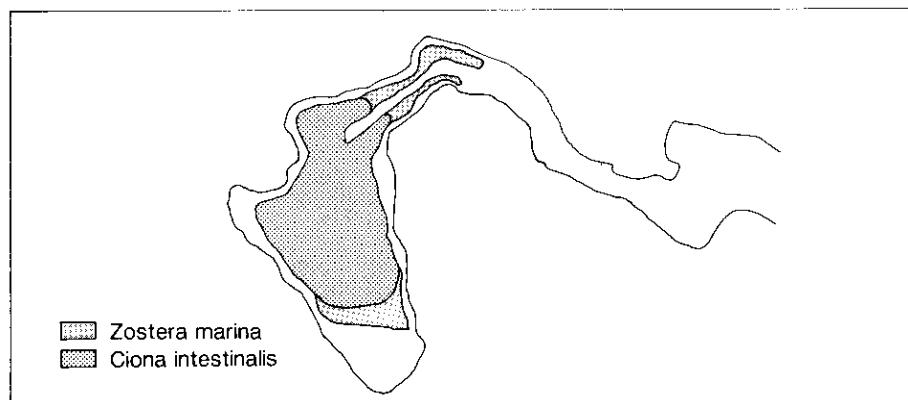
Det blev ved projektets start vurderet, at søpungene som følge af masseforekomsten i Kertinge Nor måtte spille en afgørende rolle for den biologiske struktur og vejene for stof- og energitransport, hvorfor der blev iværksat en undersøgelse heraf.

Levevis

Ciona intestinalis f. *typica* er en solitær rørformet søpung med global udbredelse. Den er fastsiddende på forskellige typer af underlag såsom klippesider, ålegræs og makroalger, sten, bundgarnspæle m.v. *Ciona* er en dominerende organisme i foulingsamfund. I Kertinge Nor forekommer *Ciona* i store tætheder og kan i sensommeren og om efteråret ved realisering af sit filtrationspotentiale kontrollere fytoplankton-samfundet.

Metode

Bestanden er opgjort ved - langs tilfældige grader udlagt indenfor udbredelsesområdet - at affotografere $0,25 \text{ m}^2$ store udsnit af bunden. Billedeerne er efterfølgende analyseret ved hjælp af stereofotografiske metoder (Lundälv, 1971). Fra slutningen af juni til december 1992 har det, som følge af meget høje koncentrationer af planktonalger og deraf følgende uklart vand, ikke været muligt at hverken fotografere eller på anden tilsvarende vis kvantificere bestanden. Bestandens størrelsesfordeling og vækst er bestemt ved indsamlinger af dyr langs tilfældige transekter på forskellige tider af året. Gydningen har været fulgt på to måder: Ved at følge antallet af postmetamorfoferede individer på settlingsplader og ved i gydesæsonen at indsamle planktonprøver indenfor udbredelsesområdet.



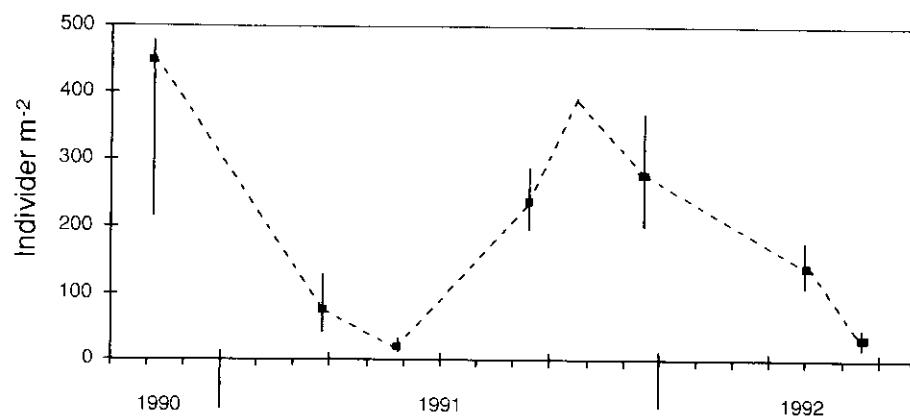
Figur 9.2. Udbredelsen af ålegræs (*Zostera marina*) og *Ciona intestinalis* i Kerteminde Fjord/Kertinge Nor i 1990-1992.

Forekommer kun sammen med ålegræsset i Kertinge Nor

Udbredelsen af *Ciona* er i fjorden helt sammenfaldende med udbredelsen af ålegræs. *Ciona* forekommer således kun i den midterste og nordlige del af Kertinge Nor (se Figur 9.2), hvor den danner meget tætte bestande. På trods af egnede substrater som bundgarnspæle, store sten samt bro- og havnekonstruktioner i Kerteminde Fjord, findes den ikke her. Søpungene sidder i klumper på ålegræsblade eller ligger løst på bunden eller på krølhårstangen. *Ciona intestinalis* i Kertinge Nor er fortrinsvis den rødlige form, som synes at være karakteristisk for lavvandede områder (Dybern, 1965; Rasmussen, 1973).

Op til 400 søpunge m^{-2} om efteråret

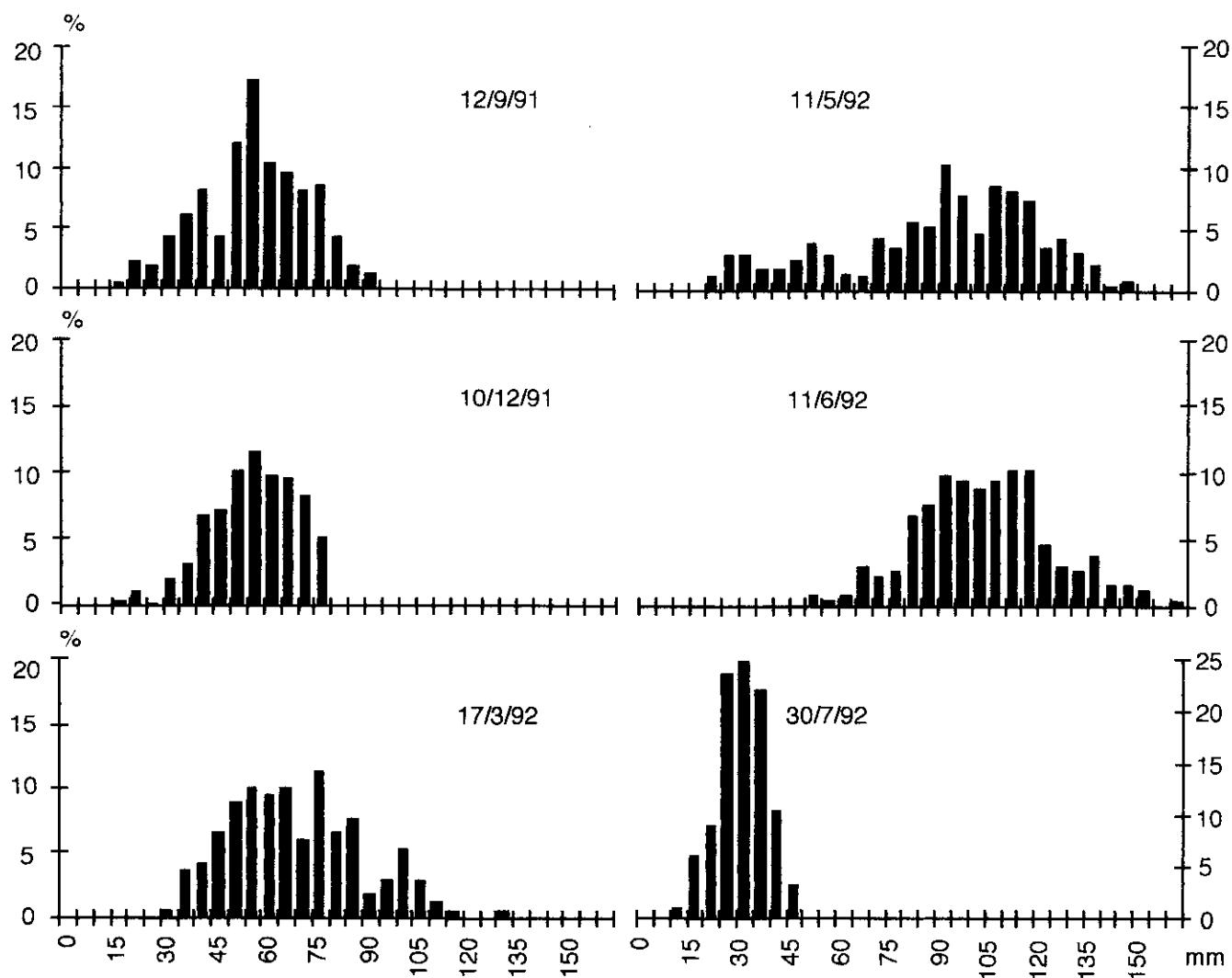
Bestanden i Kertinge Nor fluktuerer ganske betragteligt over året. De største tætheder med op mod 400 individer m^{-2} findes sidst på efteråret, når gydningen er ophørt, og før ålegræsset henfalder. Gennem vinteren og det tidlige forår falder bestandstætheden meget, og de enkelte individer ophører med at vokse i de perioder, hvor vandets temperatur er mindre end 5-6°C. Når vandet bliver varmere, vokser søpungene kraftigt, og ved temperaturer omkring 10°C begynder gonadmodningen. Efter gydning i april-juni dør de voksne individer, og fra slutningen af juni er kun den nye generation til stede. Ved gydemoden størrelse (ca. 35 mm), der nås i juli-august, gyder den nye generation resten af sensommeren og efteråret, således at der ved vinterens begyndelse er to generationer til stede i noret (Figur 9.3).



Figur 9.3. Årstidsvariation i tæthed af *Ciona intestinalis* i Kertinge Nor i perioden november 1990-juni 1992.

Små individer i 1992

Bestandens længdefordeling er vist i Figur 9.4. Den markante forskel i størrelse mellem sensommeren 1991 og sensommeren 1992 kan primært tilskrives, at plankton fra begyndelsen af august 1992 er domineret af blågrønalger, der har ringe eller ingen fødeværde for de fleste filtratorer. Således er der for *Nereis diversicolor* utsat i Kertinge Nor i august 1992 fundet negativ vækst (Vedel & Riisgård, 1993).



Figur 9.4. Længdefordeling af *Ciona intestinalis* i Kertinge Nor fra september 1991 til august 1992.

Ciona-bestanden reguleres af substratets skrøbelighed

Kendte prædatorer på *Ciona*, såsom søstjerner, fladfisk og torsk (Gulliksen & Skjæveland, 1973) forekommer kun i meget begrænsede antal i Kertinge Nor. *Ciona*-bestanden synes derfor primært at være reguleret af substratets skrøbelighed. Når ålegræsblade med fastsiddende søpunge afvises eller visner, falder søpungene ned på bunden, hvor både fødetilgængelighed og de fysiske vilkår er forringede. Der blev således observeret en markant reduktion i *Ciona*-bestanden ca. 1 måned efter, at ålegræsbladene begyndte at visne.

Ciona gyder i ægstrenge

Ciona er protandrisk hermafrodit og gyder i beskyttede fjorde i tempererede områder to gange om året. Befrugtningen foregår i vandet, og det befrugtede æg udvikles afhængigt af temperaturen i løbet af 24-48 timer. Den fritsvømmende lecithotrofe larve sætter sig på en fast, fortrinsvis mørk eller skygget overflade indenfor de første 2 døgn. Nyere undersøgelser (Svane & Havenhand, 1993) har vist, at gydningen i overvejende grad kan finde sted i ægstrenge, hvor såvel befrugtning som det fulde larvestadium kan foregå.

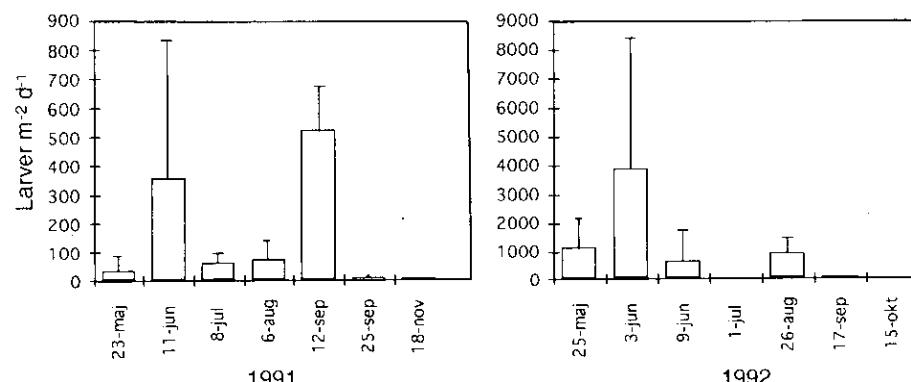
Ægstrenge kan tilbageholdes epibentisk, og denne gydningsform kan være årsagen til, at *Ciona* primært forekommer i klumper på ålegræsset. Efter metamorfoesen sidder den unge søpong på en kort stilke, som basalt breder sig ud over underlaget. Ved en størrelse på ca. 1 cm har søpungen antaget den karakteristiske rørform.

To settlingstoppe hvert år

Som det fremgår af Figur 9.5, er der både i 1991 og 1992 to tydelige settlingstoppe henholdsvis forår og sensommer/efterår. Den store forskel i settlingsintensitet mellem 1991 og 1992 kan uddover forskelle i indsamlingsfrekvens sandsynligvis tilskrives to årsager: Bestanden var større ved gydningens begyndelse i juni 1992, og samtidig var den bratte omskiftning fra et koldt forår til en meget varm periode midt i maj ledsgaget af en næsten epidemisk gydning. Dette gav en kort men heftig gydesæson i foråret 1992 med en tilsvarende kort og kraftig gydning i sensommeren. I modsætning hertil var gydningen i 1991 mindre intens, men strakte sig over længere perioder.

Ingen æg og larver i plankton

Der fandtes hverken æg eller larver i planktonprøver indsamlet i maj og september 1991 og juni 1992. Dette er overraskende, da der i Isefjorden tidligere i gydeperioder er fundet kortvarige masseforekomster af larver (Holter & Zeuthen, 1944), og andre undersøgelser har ligeledes observeret både æg og larver i gydeperioder (Svane & Havenhand, 1993; Dybern, 1965). Den manglende tilstede værelse af de pelagiske stadier af *Ciona* i planktonprøver kan skyldes prædation af den store bestand af vandmænd. Derved bliver *Ciona*-bestandens forplantning afhængig af gydning i ægstrenge.



Figur 9.5. Settling af *Ciona*-larver på to stationer i Kertinge Nor.

Cionabestanden er en lukket bestand

Der findes andre *Ciona*-bestande i fynske farvande, f.eks. i Thurø Bund, Nakkebølle Fjord, Helnæs Bugt, Svendborg Sund og Langelands Sund (G.

Larsen pers. comm.). Imidlertid er der intet, som tyder på, at bestanden i Kertinge Nor har nogen udveksling af genetisk materiale med disse eller andre tættere beliggende bestande. Der findes ingen *Ciona* i hverken Kerteminde Fjord eller Bugt, og på settlingsplader sat ud midt i fjorden samt ved Kerteminde by, var der ingen settling af larver i hverken 1991 eller 1992. Kombinationen af mangel på et sammenhængende substrat (ålegræsbæltet slutter omkring overgangen mellem Kertinge Nor og Kerteminde Fjord), stort prædationstryk af vandmænd på de fritsvømmende stadier og ringe vandudskiftning betyder, at Kertinge Nor's bestand af *Ciona* må betegnes som lukket. Det vil sige uden udveksling af genetisk materiale med andre bestande. Sådanne lukkede bestande vil være reguleret af ikke blot det eksterne (miljø), men også af interne faktorer, herunder reproduktionspotentiale (Roughgarden *et al.*, 1985; 1987).

9.3 Infauna - generelt

21 infaunaarter

I sedimentet findes ca. 21 infaunaarter, hvoraf børsteormene *Nereis diversicolor*, *Eteone longa*, *Scoloplos armiger* og *Capitella capitata*, er forekommende i store dele af området. Også østersømuslingen (*Macoma balthica*), slikkrebsen (*Corophium spp.*) og dansemyggelarver (*Chironomidae*) har stor udbredelse i området.

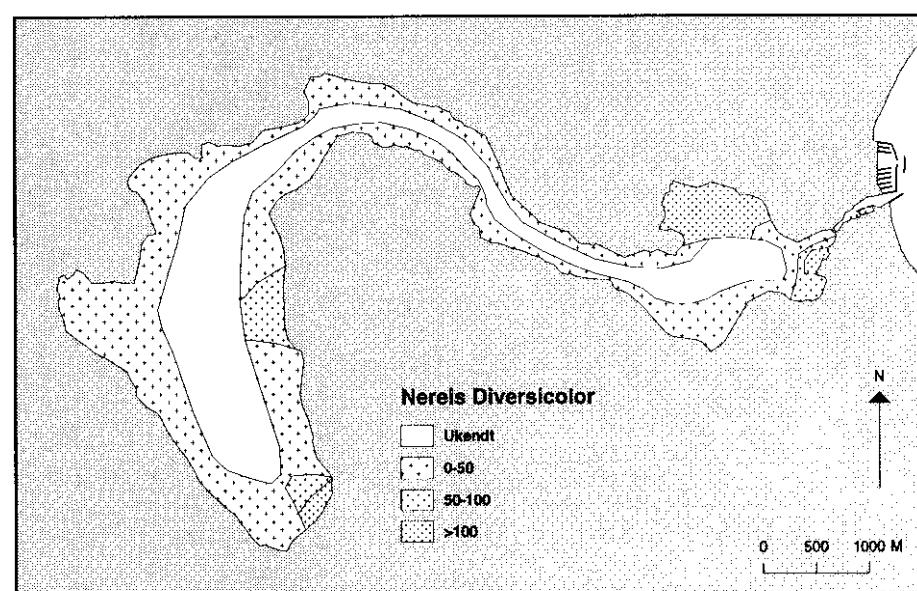
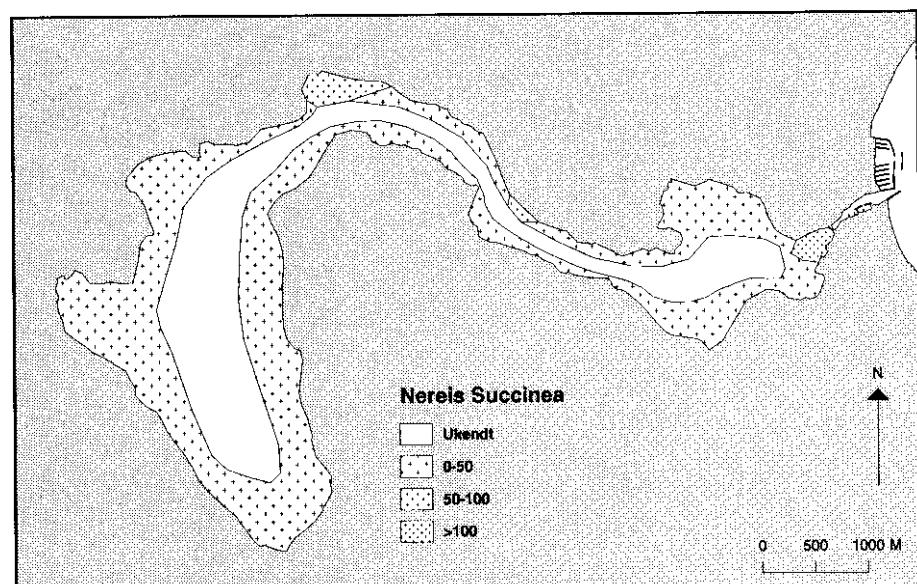
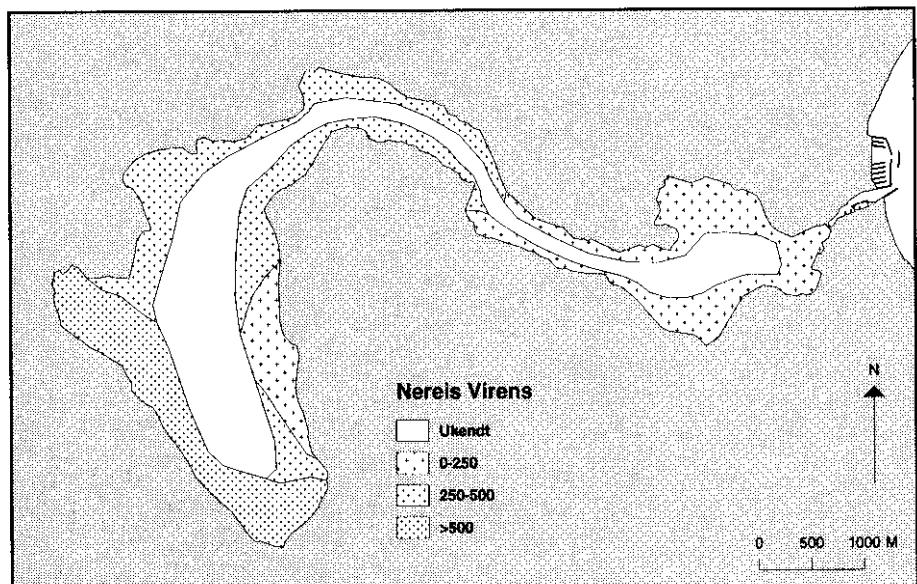
Tidlige bundfaunaundersøgelser

Den fastsiddende fauna er blevet undersøgt flere gange i Kertinge Nor siden 1972. Undersøgelserne er gennemført som "bundfauna"-undersøgelser med grab eller en *Haps*-prøvetager. Ved sådanne undersøgelser bliver de arter, der er fastsiddende i de øverste 20 cm i sedimentet, medtaget repræsentativt, mens de arter, der er mobile (krebsdyrene), og de arter, der sidder dybt i sedimentet (f.eks. sandmuslinger), bliver mere eller mindre tilfældigt repræsenterede.

Undersøgelse af 3 arter af børsteorme

Forekomsten af neride polychaeter ("frynse-børsteorme") i Kerteminde Fjord/Kertinge Nor blev undersøgt på 28 stationer på lavt vand i efteråret 1991 (Miron & Kristensen 1993). Der fandtes 3 arter: *Nereis virens*, *N. diversicolor* og *N. succinea*. Fordelingen af de 3 arter er vist på Figur 9.6. *N. virens* fandtes i hele fjordsystemet med undtagelse af enkelte stationer. De højeste tætheder ($>500 \text{ m}^{-2}$) var i den vestlige del af Kertinge Nor, mens de laveste tætheder ($<250 \text{ m}^{-2}$) fandtes i den østlige del af Kerteminde Fjord. Generelt faldt tætheden (densiteten) i retning af fjord-mundingen. *N. succinea* fandtes hovedsagelig yderst i Kerteminde Fjord i den store muslingebanke ved Langebro ($>100 \text{ m}^{-2}$), men også i den midterste del af fjorden. Ellers forekom denne art, der tåler høje sulfidkoncentrationer, ikke andre steder i fjordsystemet.

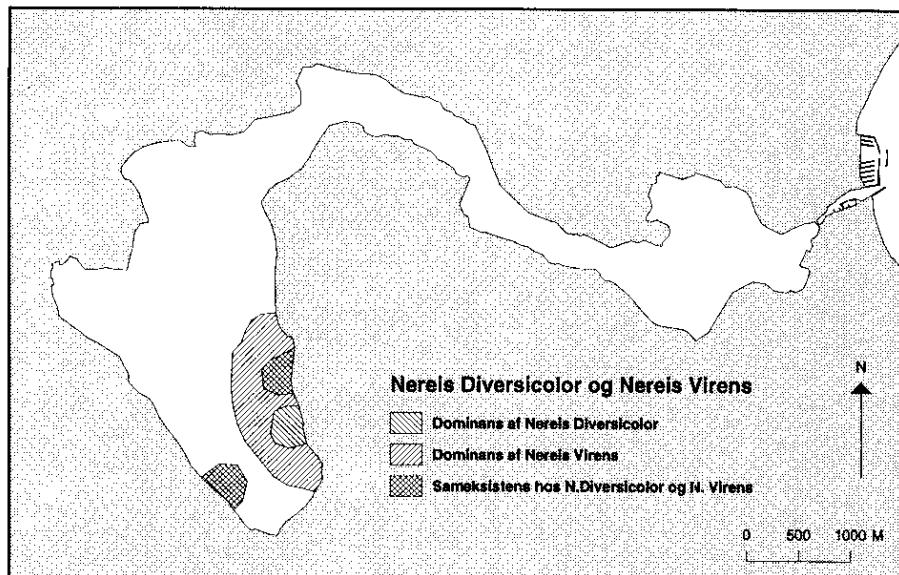
Nereis diversicolor observeredes i den østlige del af Kerteminde Fjord og i et mindre område på østsiden af Kertinge Nor ud for Kølstrup. Sidstnævnte observation er interessant, fordi *N. diversicolor* er den eneste af ormearterne, der er fakultativ filter-feeder, dvs. kan filtrere det omgivende vand for fytoplankton, når biomassen ligger over et vist niveau (ca. $2 \mu\text{g klorofyl } a \text{ l}^{-1}$) (Vedel *et al.*, 1993).



Figur 9.6. Populationstætheder af *Nereis virens*, *Nereis succinea* og *Nereis diversicolor* i Kerteminde Fjord og Kertinge Nor september 1991. Fra Miron og Kristensen (1993).

Undersøgelser af sameksistensen af to børstetorme

Sameksistensen af *Nereis virens* og *N. diversicolor* blev undersøgt i 1992 og 1993 af to projektstuderende (Anders Vedel & Annemette M. Nielsen) med henblik på at belyse interspecificke konkurrenceforhold mellem de 2 arter i Kertinge Nor. På de 7 undersøgte prøvetagningsstationer langs østkysten af Kertinge Nor kunne det konstateres, at *N. diversicolor* i 1992 og 1993 havde fået en større udbredelse i forhold til 1991. På enkelte steder var *N. diversicolor* blevet dominerende både med hensyn til densitet og biomasse (Figur 9.7). *N. diversicolor* og *N. virens* sameksisterede således i et større område af Kertinge Nor i 1992-93, end det var tilfældet i 1991. Denne ændring i forekomst af de to polychaetarter kan sandsynligvis sættes i forbindelse med de høje fytoplanktonbiomasser i 1992, som den filtrerende *N. diversicolor* kan have haft en konkurrencemæssig fordel af.



Figur 9.7. Udbredelsen af *Nereis diversicolor* og *Nereis virens* i det undersøgte område i Kertinge Nor i september 1992.

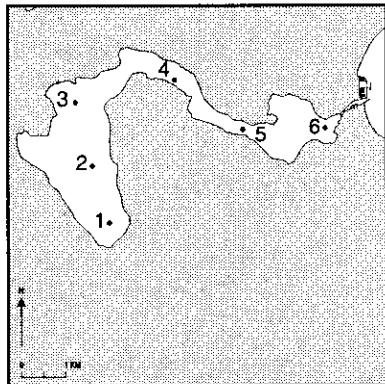
9.4 Udviklingen i faunaen

Bundfaunaen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord har været undersøgt ved flere lejligheder siden 1972. Der findes imidlertid ingen kontinuerte serier af data fra 1970'erne og 1980'erne.

Formål

Med henblik på at belyse eventuelle ændringer i bundfaunaens tilstand som følge af en reduceret belastning er der i perioden 1990-92 indsamlet prøver på 6 stationer i november 1990, juli 1991, november 1991 og i november 1992.

Sammenligninger af nutidens fauna med faunaen i enkelte år tilbage i tiden er foretaget. Sådanne sammenligninger er naturligvis behæftet med en vis usikkerhed p.g.a. den naturlige variation, der især i lavvandede områder som Kertinge Nor er af stor betydning. Med henblik på at minimere denne usikkerhed er der kun foretaget sammenligninger mellem prøver, som er taget på nogenlunde samme årstid (august - november). De i 1990-92 indsamlede prøver er således sammenlignet med prøver taget i august 1972, september 1978 og november 1987.



Figur 9.8. Placeringen af stationer til indsamling af bundfauna.

9.4.1 Metoder

Kvantitative prøver blev i perioden 1990-92 indsamlet på 6 stationer (Figur 9.8) med en modifieret (manuel) HAPS-prøvetager (Kanneworff & Nicolaisen, 1973) med et prøveareal på 0.0125 m^2 . Der er ved hver prøvetagning indsamlet 10 prøver pr. station. Prøverne er taget til en dybde af mindst 15 cm. Prøverne blev sigtet i en 1 mm sigte, og sigteresten er derefter fixeret i 4% formalin. Dydrene er efterfølgende udsorteret ved brug af stereolup ved 6x forstørrelse og bestemt til laveste taxa, på samme måde som ved tidligere undersøgelser. Abundansen for hvert taxa er herefter beregnet.

Prøverne fra 1972 og 1978 er indsamlet med en mindre Van Veen-grab med et prøveareal på 0.025 m^2 . Prøverne indsamlet i 1987 er indsamlet med en HAPS-prøvetager med samme prøveareal som anvendt i perioden 1990-92. Alle prøver er sigtet i en 1 mm sigte.

Enkelte arter indsamles ikke kvantitativt med de beskrevne redskaber. Således kan bl.a. *Nereis*-arterne og større *Mya arenaria* forekomme så dybt, at de vil være udenfor prøvetagerens rækkevidde. Endvidere vil den mere mobile epi-fauna såsom Hesterejer (*Crangon crangon*) og til en vis grad Strandkrabber (*Carcinus maenas*) undslippe prøvetageren. Endelig vil den beregnede individtæthed af arter med en spredt og/eller meget klumpet forekomst ikke være repræsentativ på grund af det relativt lille prøveareal.

Databearbejdning

Den totale individtæthed samt individtæheden af de 3 grupper, epifauna, infauna og epi-/infauna er testet med hensyn til forandringer i tiden ved hjælp af en envejs ANOVA (Variansanalyse). Med henblik på at opnå varianshomogenitet er data transformerede i flere tilfælde. Cochran's C test er anvendt som test for varianshomogenitet. Scheffe's multiple range test er efterfølgende anvendt til at teste, hvilke år der er signifikante forskelle i faunasammensætningen (Sokal & Rohlf, 1981). De nævnte analyser er udført ved hjælp af programpakken STATGRAPHICS. Analysen er begrænset til data fra perioden 1987-92, da prøverne fra før denne tid ikke havde samme prøveareal som ved denne undersøgelse.

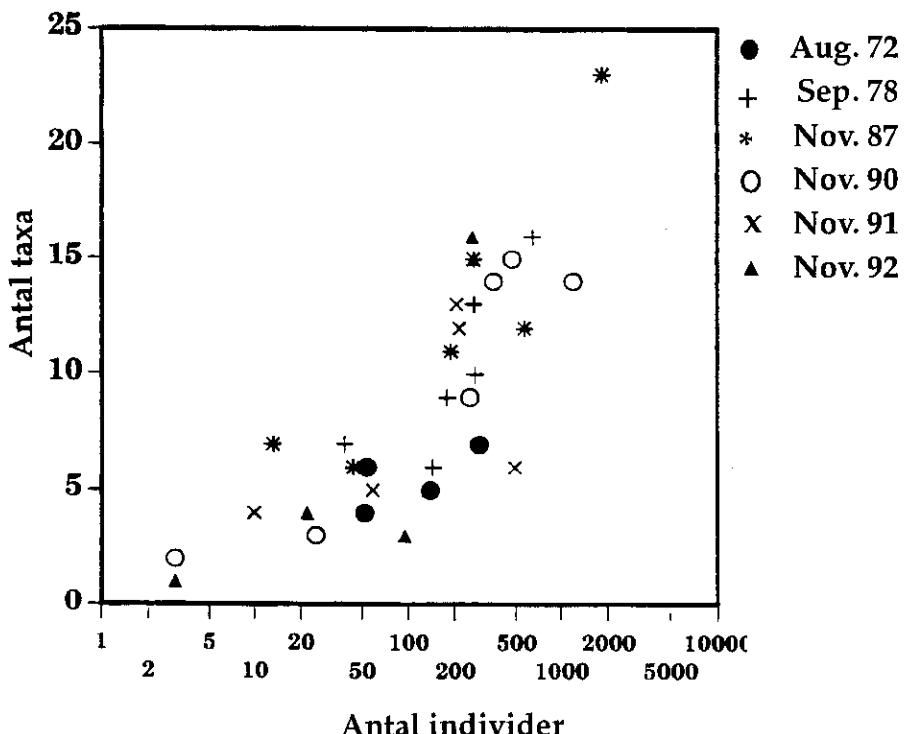
CA-analyse

Med henblik på at få et overordnet indtryk af faunaens fordeling i tid og rum er der udført en ordination for hver station gennem tiden efter metoden Correspondance Analysis (CA). Analyserne er udført ved hjælp af programmet CANOCO (ter Braak, 1987-90). Den rumlige fordeling af taxa gennem tiden er undersøgt ved en ordination af alle stationer for hver indsamling.

9.4.2 Resultater

Diversitet

Til beskrivelse af faunaens struktur er artsdiversiteten et ofte anvendt mål. Der findes en mængde forskellige diversitetsindices, som i varierende omfang tager hensyn til antallet af arter, og hvor ligeligt antallet af individer er fordelt på arter. Det mest objektive mål er måske antallet af arter på et givet sted (Peet, 1974). Da antallet af arter ofte er stærkt afhængigt af antallet af individer, er det hensigtsmæssigt at angive antallet af arter som en funktion af logaritmen til individantallet. I Figur 9.9 er antallet af arter i de 10 HAPS prøver/ 3 Van Veen prøver fra hver enkelt station og tidspunkt plottet mod antallet af individer i de samme prøver. Generelt synes der at være en lineær sammenhæng mellem antallet af taxa og logaritmen til individantallet. Der synes ikke at være tegn på nogen markant ændring i artsdiversiteten igennem tiden, idet punkterne, som ligger i den nedre eller øvre del af relationen, ikke tilhører et enkelt år, men synes at være tilfældigt fordelt mellem årene. Den manglende linearitet ved lave individtæheder er et artefact, idet der naturligvis som minimum er 1 art.



Figur 9.9. Antallet af taxa som en funktion af logaritmen til individantallet baseret på 3 Van Veen prøver (0.025 m^2) (i 1972 og 1978) eller 10 HAPS-prøver (0.0125 m^2) (i perioden 1987-1992) fra de enkelte stationer. Symbolerne angiver fra hvilke årstal data stammer.

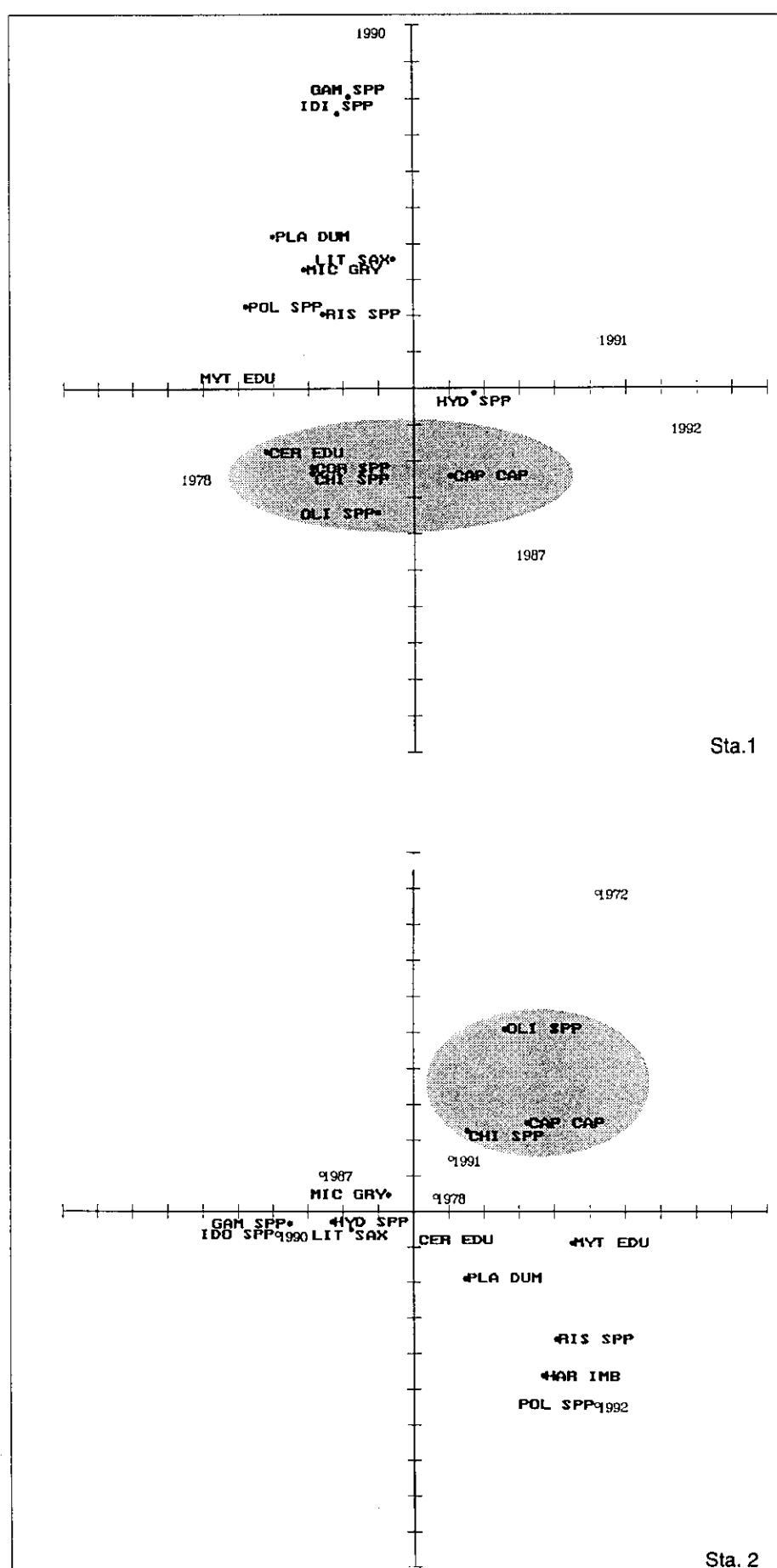
Artssammensætning

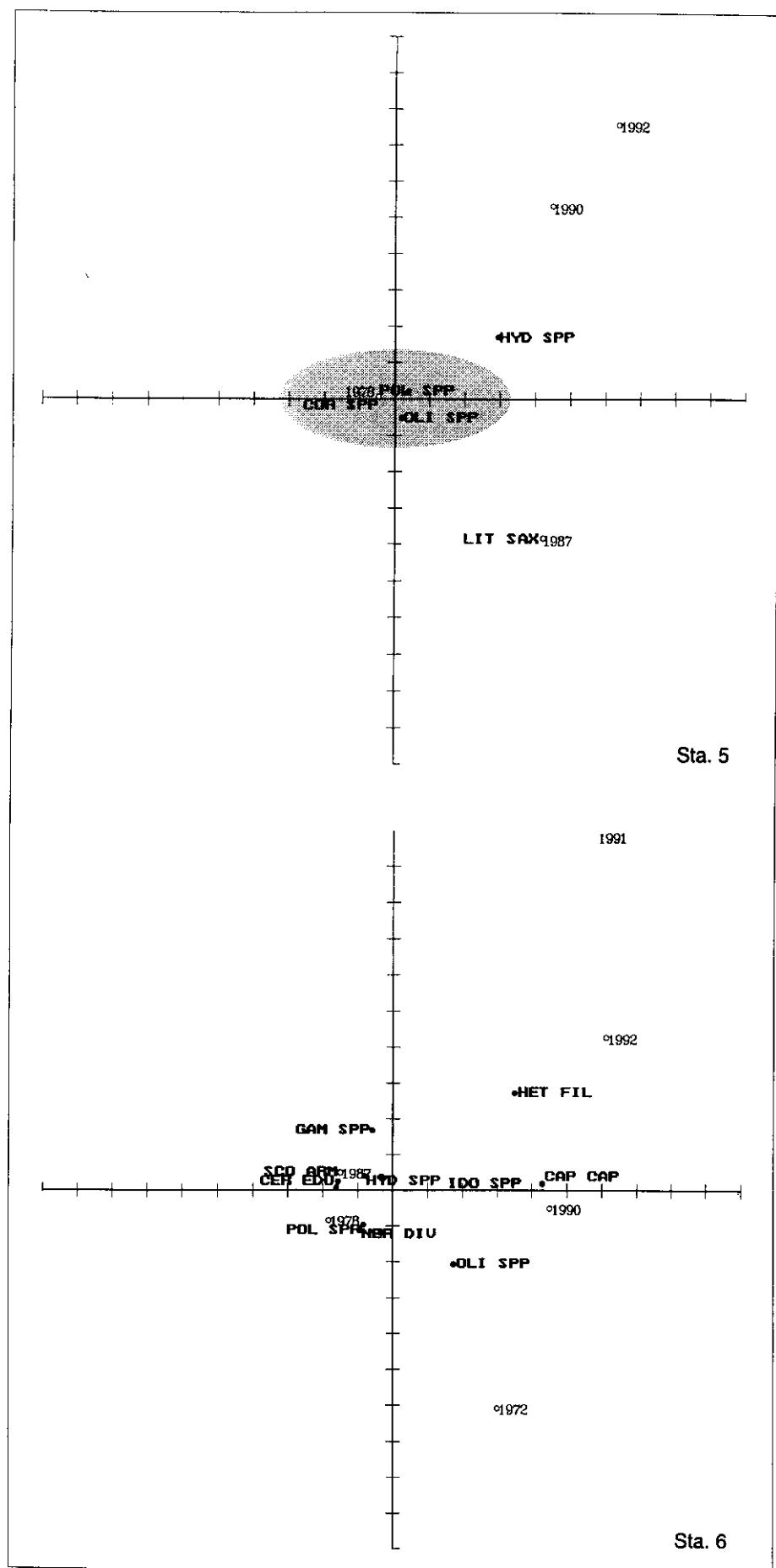
Den totale artssammensætning for de 6 prøvetagninger i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord fremgår af Tabel 9.2. Af hensyn til muligheden for fejlbestemmelser og forskellig detaljeringsgrad i bestemmelsen er enkelte taxa reduceret til et højere niveau. Der er totalt registreret 41 taxa ved de 6 indsamlinger i 1972-92. Antallet af taxa på den enkelte station udgør sjældent over 15 taxa ved hver enkelt prøvetagning (max. 23 taxa på station 6 i 1987). Der synes ikke at være nogen generel udvikling i antallet af arter igennem tiden. Dog synes artsantallet at være faldende på nogle stationer. Således var artsantallet ved den sidste prøvetagning i 1992 på 5 arter eller derunder på stationerne 1, 4, 5 og 6. Som det fremgår af tabellen er kun 3 taxa registreret på samtlige 6 stationer, medens ialt 15 og 7 taxa er registreret på alle stationer i henholdsvis Kertinge Nor og Kerteminde Fjord.

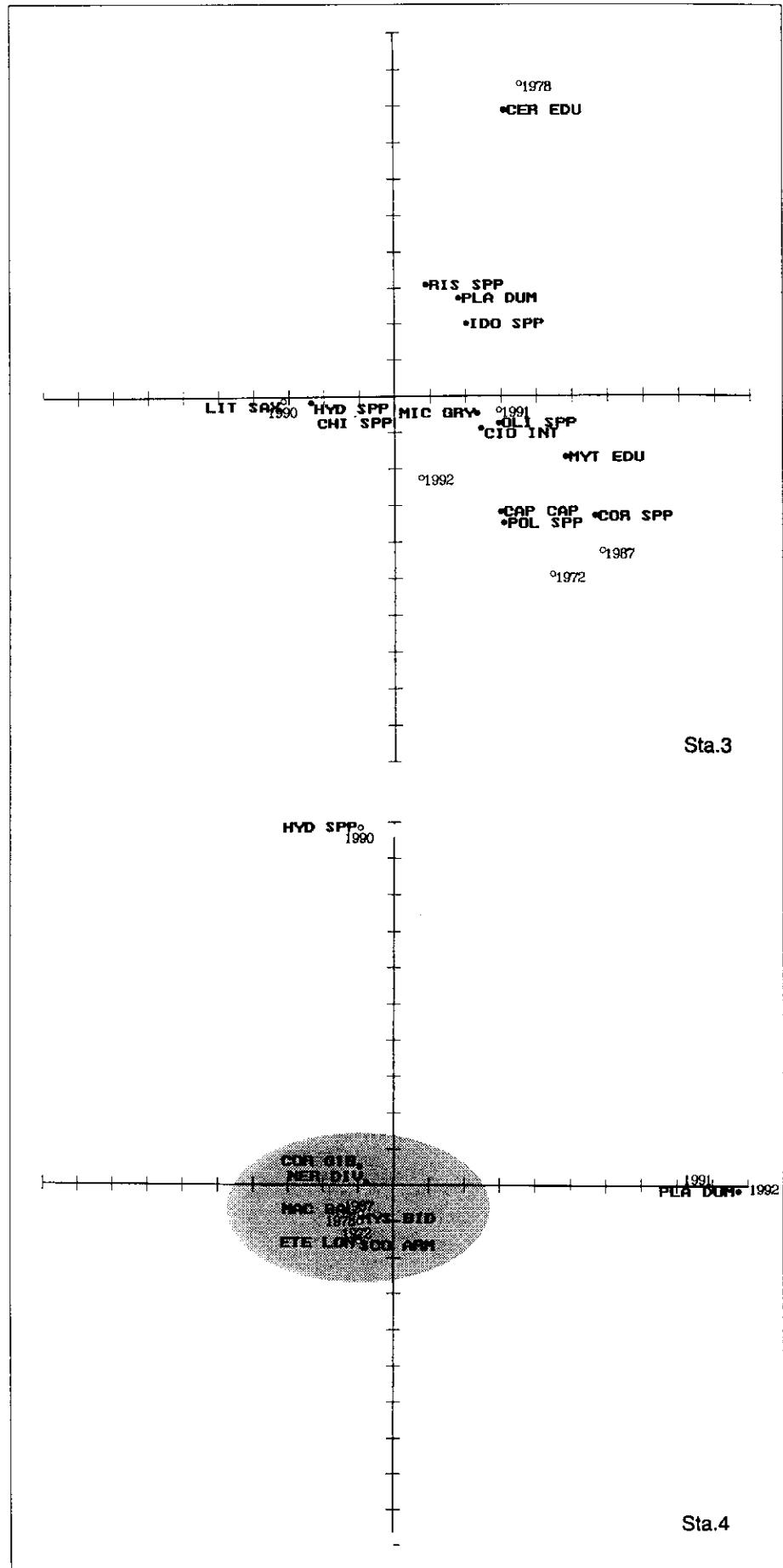
Faunaens udvikling

Resultaterne af CA-ordinationerne for de enkelte stationer i tid fremgår af Figur 9.10. Da tidspunkterne for de ældre bundfaunaundersøgelser ikke er jævnt fordelt, er det ikke så enkelt at konstatere, hvornår de største skift i faunaen har fundet sted. Endvidere bevirker faunadød på stationerne 1 og 5, at ikke alle år er repræsenteret i ordinationerne for disse stationer. Store skift i faunaen er dog markante i nogle tilfælde. Det bemærkes, at infaunaarterne ofte forekommer samlet i ordinationerne, hvilket indikerer, at disse arter følger samme tidslige udvikling. Undtagelserne er station 3 og 6. Ordinationen for station 3 viser dog, at infaunaarterne forekommer i samme del af ordinationen, men er iblandet epifaunaarter. Station 6 er afvigende fra de øvrige stationer, i og med at forekomsten af epifaunaarter er meget begrænset. Det bemærkes endvidere, at de tidlige år ofte forekommer "sammen med" infaunaarterne i ordinationerne for stationerne 1-5. I de seneste år synes faunaen på station 2 og 3 dog at nærme sig situationen i de tidlige år.

Figur 9.10. Resultaterne af CA-ordinationerne for station 1-6 gennem tiden. Data er utransformerede. De enkelte arter er i bi-plottet angivet med koder bestående af de 3 første bogstaver af slægtsnavnet (el. højere taxa) samt de første 3 bogstaver af artsnavnet. I de tilfælde hvor infauna-arterne er samlet er disse indrammet.



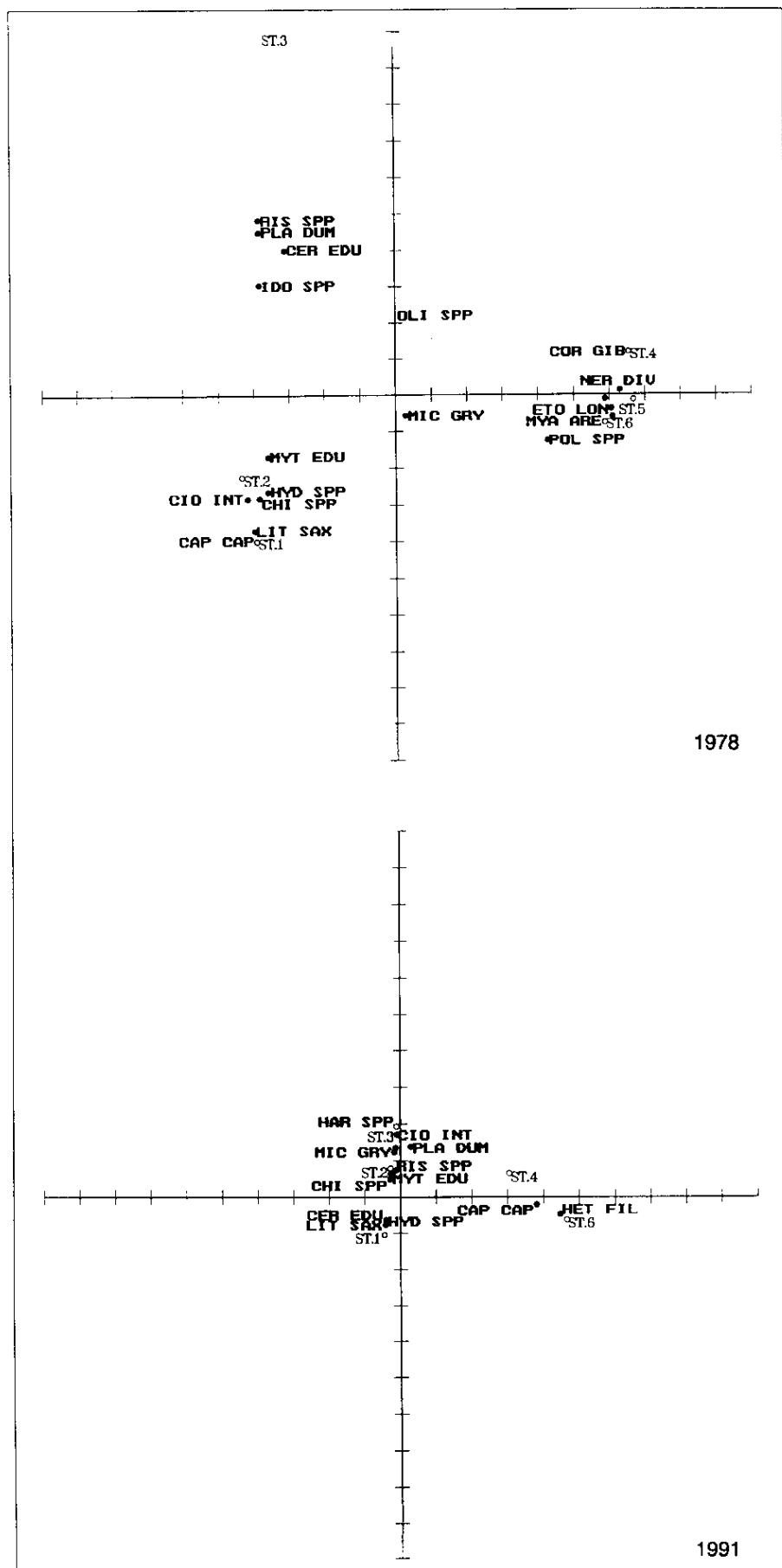




Tabel 9.2. Artsliste over arter som er fundet ved et eller flere tilfælde ved prøvetagningerne i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord i august 1972, september 1978, november 1987, november 1990, november 1991 og november 1992. Symbolerne E, I og E/I angiver den opdeling af arterne i epi-fauna- og infaunaarter samt gruppen af arter, som ikke kan henføres specifikt til en af disse grupper. Symbolerne \$ og * angiver arter, som er fundet på alle stationer i henholdsvis Kertinge Nor og Kerteminde Fjord.

Polychaeta:	<i>Harmothoe spp.</i>	E/I
	<i>Pholoe spp.</i>	E/I
	<i>Eteone longa</i> *	I
	<i>Nereis diversicolor</i> *	I
	<i>Nereis succinea</i>	I
	<i>Nereis virens</i>	I
	<i>Platynereis dumerilii</i> \$	E
	<i>Nephtys hombergii</i>	I
	<i>Scoloplos armiger</i> *	I
	<i>Spio spp.</i>	I
	<i>Polydora spp.</i> \$	E/I
	<i>Pygospio elegans</i>	I
	<i>Capitella capitata</i> \$	I
	<i>Heteromastus filiformis</i>	I
	<i>Arenicola marina</i>	I
Oligochaeta:	<i>Oligochaeta</i> \$ *	I
Mollusca:	<i>Mytilus edulis</i> \$	E
	<i>Cerastoderma edule</i> \$	E/I
	<i>Mysella bidentata</i>	I
	<i>Macoma balthica</i> *	I
	<i>Corbula gibba</i>	I
	<i>Scrobicularia plana</i>	I
	<i>Abra alba</i>	I
	<i>Mya arenaria</i>	I
	<i>Littorina spp.</i> \$	E
	<i>Hydrobia spp.</i> \$ *	E
	<i>Rissoa spp.</i> \$	E
	<i>Cingula striata</i>	E
	<i>Akera bullata</i>	E
Crustacea:	<i>Gammarus spp.</i> \$	E
	<i>Microdeutopus</i> \$	E/I
	<i>Corophium spp.</i> \$ *	I
	<i>Idothea spp.</i> \$	E
	<i>Hyperia medusarium</i>	E
	<i>Jaera spp.</i>	E
	<i>Phtisica marina</i>	E
	<i>Mycidacea spp.</i>	E
Insecta:	<i>Chironomidae</i> \$	I
	<i>Acentropus spp.</i>	I
Enchinodermata:	<i>Asterias rubens</i>	E
Tunicata:	<i>Ciona intestinalis</i> \$	E

CA-ordinationerne for de enkelte år viser, at den rumlige fordeling af faunaen gennem tiden generelt grupperer stationerne i 2 dele. Stationerne i Kertinge Nor grupperes oftest sammen, ligesom stationerne i Kerteminde Fjord oftest forekommer sammen. Eksempler på grupperinger fremgår af Figur 9.11.



Figur 9.11. Eksempler på CA-ordinationerne af stationerne i 1978 og 1991. Artskoder som i Figur 9.6.

Faldende individtæthed

Den totale individtæthed synes at være faldende igennem tiden på de 2 dybe stationer (station 4 og 5) i Kerteminde Fjord samt på den inderste station (station 1) i Kertinge Nor (Figur 9.12). Den totale individtæthed viser en signifikant ændring gennem perioden 1987-1992 på station 1, 3, 5 og 6 (Tabel 9.4). Figur 9.12 viser, at individtætheden på station 1 i 1992 var den laveste registreret hidtil, når man ser bort fra august 1972, hvor ingen makrofauna var tilstede. De øvrige stationer viser ingen signifikant ændring gennem denne periode, men viser en speciel høj individtæthed i årene 1987 (station 6) og 1990 (station 2 og 3).

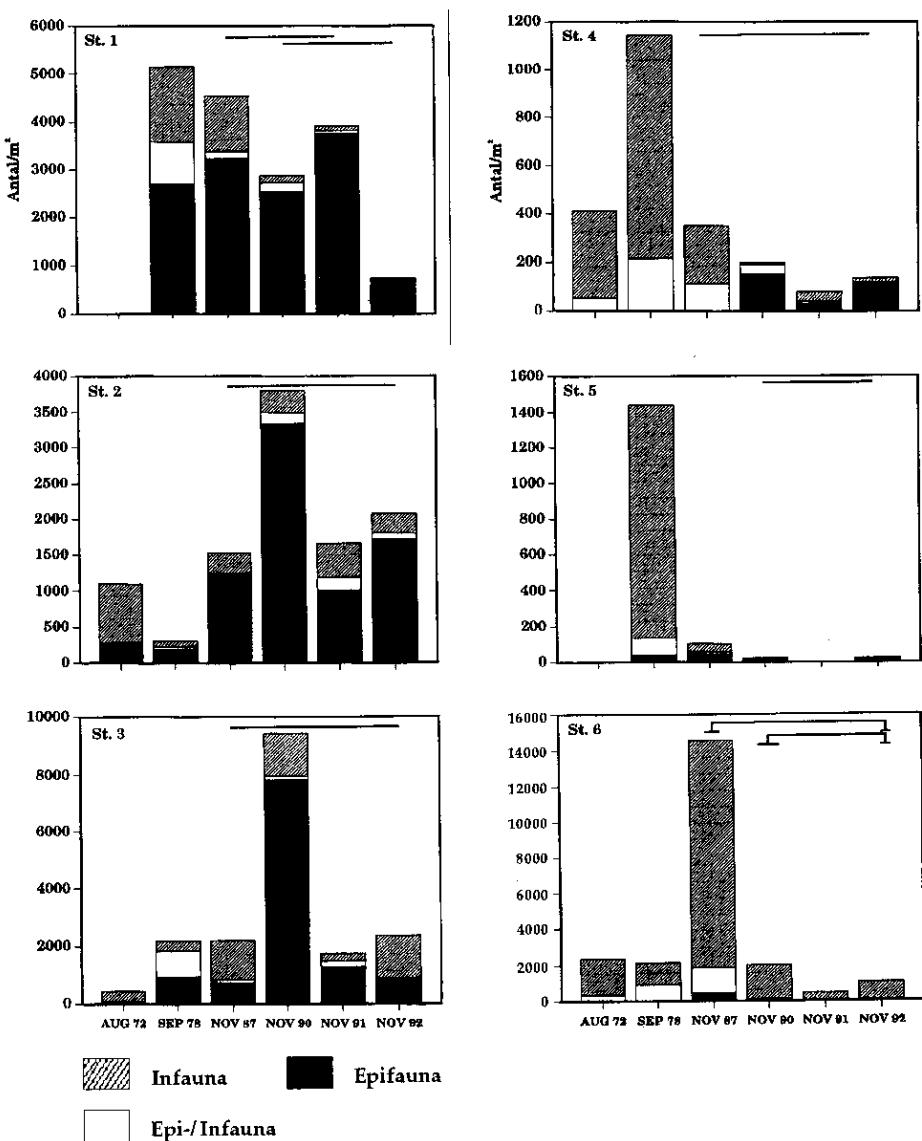
Opdeling i infauna og epifauna

Inddeles arterne i de 3 kategorier epifauna, infauna og arter, som ikke kan henføres entydigt til en af disse grupper, finder man, at epifaunaarterne er ansvarlige for disse specielt høje individtæheder i 1990 på station 2 og 3. På den anden side er infaunaarter ansvarlige for den meget høje individtæthed på station 6 i 1987.

Tabel 9.4. Resultaterne af en envejs ANOVA-analyse af forskelle mellem årene 1987, 1990, 1991 og 1992 i den totale individtæthed samt individtætheden fordelt på grupperne epifauna, epi-/infauna og infauna. Symboletene *, ** og *** angiver signifikans på niveauerne $P < 0.05$, 0.01 og 0.001 . F =testværdi, Sign.=signifikansniveau, n.s.=ikke signifikant. Med henblik på at opnå varianshomogenitet er data i flere tilfælde transformerede. Værdier angivet i parantes indikerer tilfælde, hvor varianshomogenitet ikke kunne opnås ved transformation.

	St. 1		St. 2		St. 3	
	F	Sign.	F	Sign.	F	Sign.
Epifauna	3.339	*	4.110	*	6.218	**
Epi/Infauna	7.135	***	2.277	n.s.	1.627	n.s.
Infauna	44.15	***	0.220	n.s.	2.138	n.s.
Total	4.725	**	2.783	n.s.	3.601	*

	St. 4		St. 5		St. 6	
	F	Sign.	F	Sign.	F	Sign.
Epifauna	(4.292)	*	(1.753)	n.s.	(4.493)	**
Epi/Infauna	-	-	-	-	(15.46)	***
Infauna	(12.09)	***	(5.604)	**	85.21	***
Total	(1.985)	n.s.	(4.103)	*	121.38	***

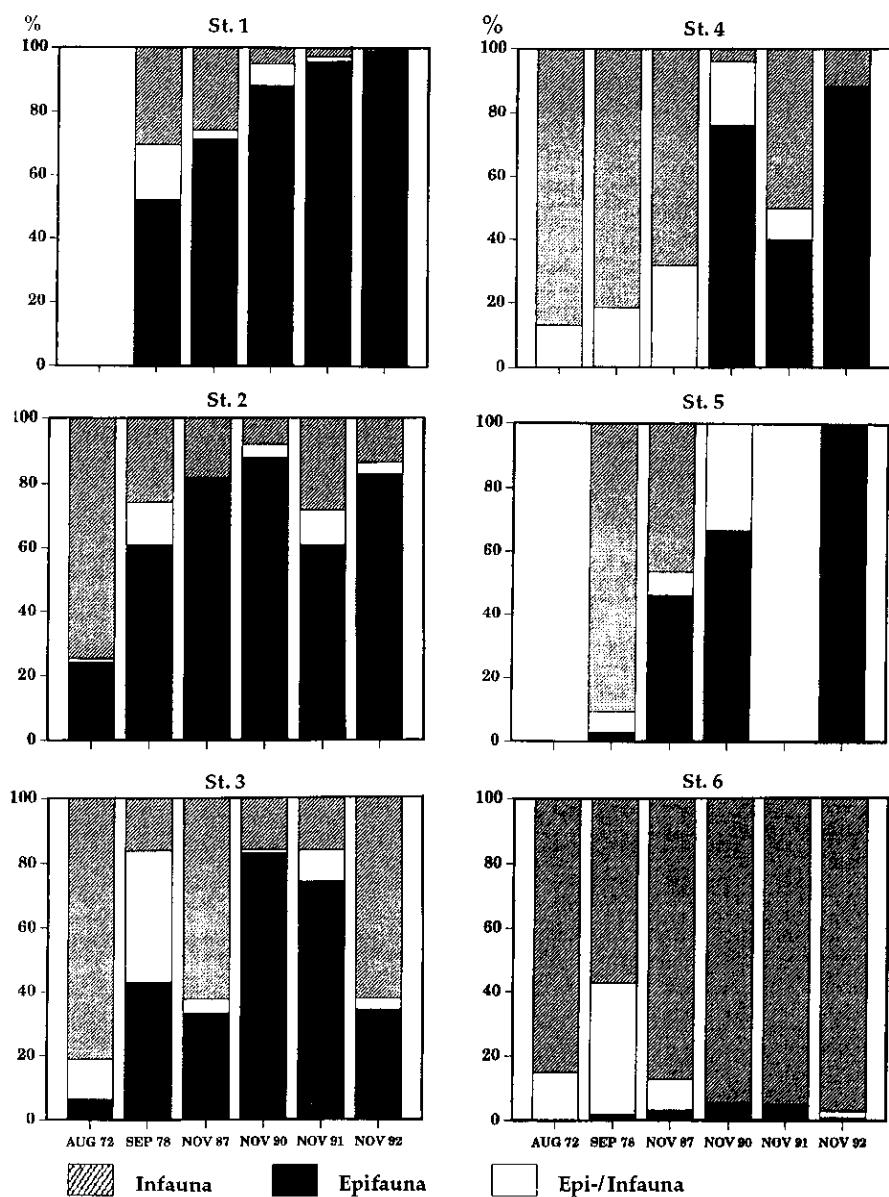


Figur 9.12. Den totale individtæthed igennem tiden på alle stationer i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord. Faunaen er endvidere opdelt i grupperne epifauna og infauna samt en gruppe af dyr som ikke kan henføres specifikt til nogen af disse. Arternes fordeling på disse grupper fremgår af Tabel 9.1. Bemærk, at det ikke er samme skala for alle stationer. Linierne på figuren angiver år, som ikke er signifikant forskellige. På Station 1 er det således kun årene 1987 og 1992, som er signifikant forskellige.

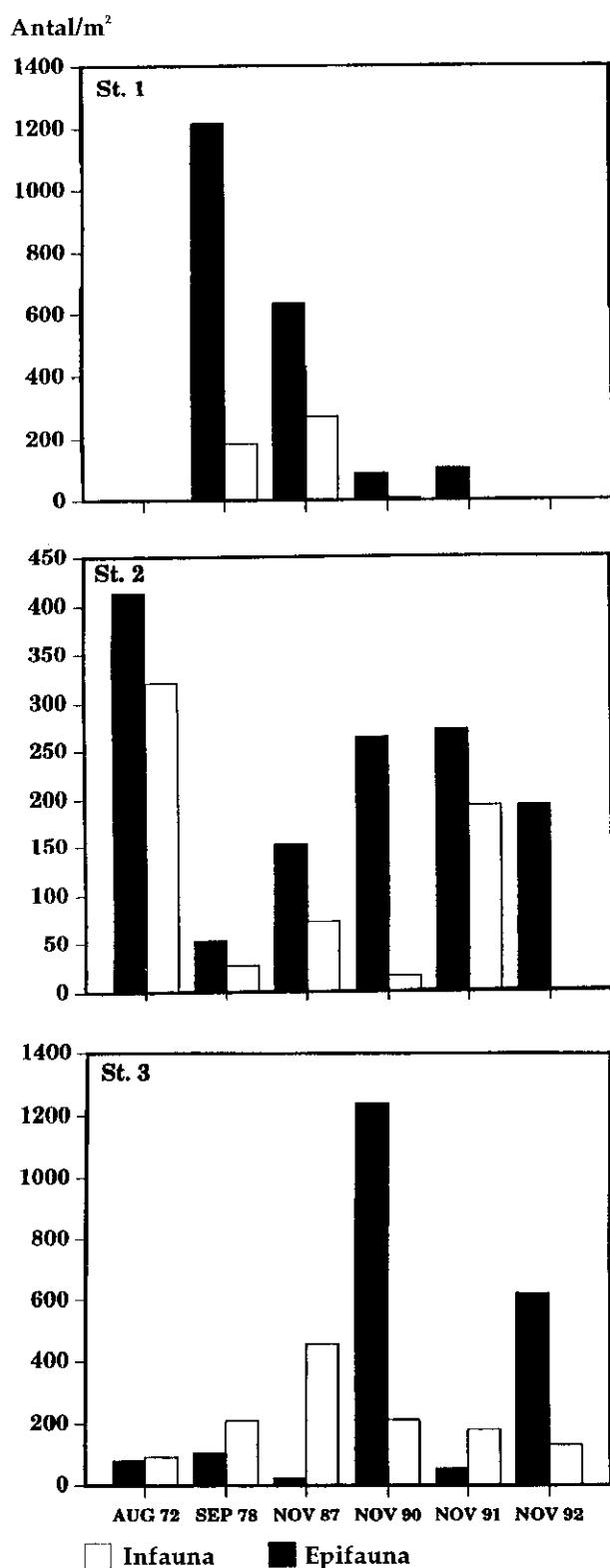
Epifaunaens andel øges op til 1990

Ser man på den relative fordeling af disse 3 grupper fremkommer et klart mønster (Figur 9.13). Den andel af faunaen, som udgøres af epifaunaarter, øges på samtlige stationer indtil 1990. På station 1 fortsætter denne udvikling efter 1990, mens antallet af individer på station 5 er så lavt, at stokastiske hændelser kan forårsage den observerede stigning i andelen af epifaunaen. På stationerne 1, 4 og 5 er denne forskydning i faunasammensætningen primært et resultat af en faldende individtæthed af infaunaen (Figur 9.12 og Tabel 9.4), medens den på stationerne 2, 3 og 6 primært er et resultat af en øgende individtæthed af epifaunaen. På station 1 er det *Chironomidae* og *Oligochaeta* som udviser en faldende individtæthed (Figur 9.14), medens tilbagegangen for infaunaen på stationerne 4 og 5 sker for *Nereis diversicolor*, *Corophium spp.* og *Oligochaeta* (Figur 9.15). Disse er også nærmest forsvundet fra station 6 i årene 1991 og 1992. Den øgede individtæthed af epifaunaen på

station 2 og 3 skyldes primært en øgning hos *Hydrobia* og i mindre grad *Littorina* og *Rissoa* (Figur 9.16).

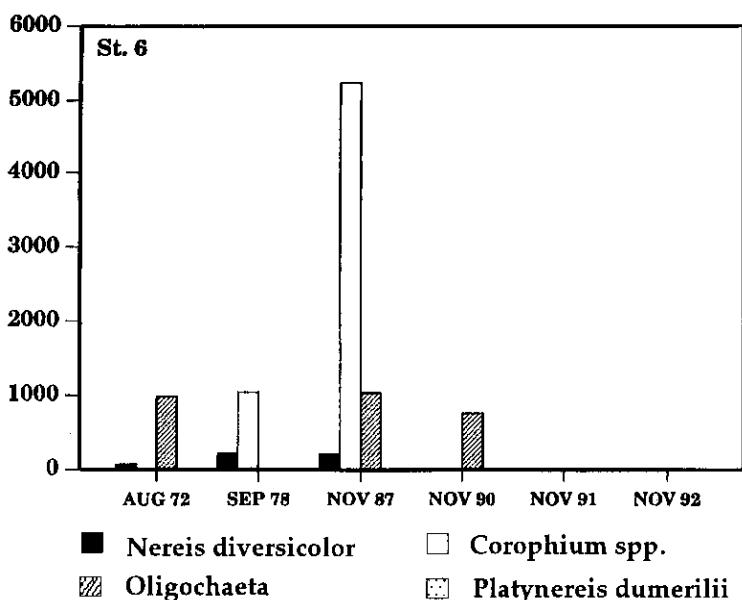
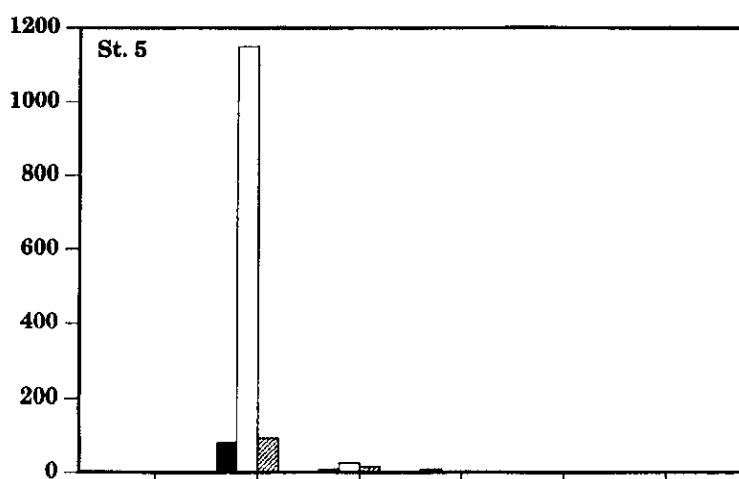


Figur 9.13. Den relative fordeling af individtætheden på grupperne epifauna, epi-/infauna samt infauna gennem tiden.

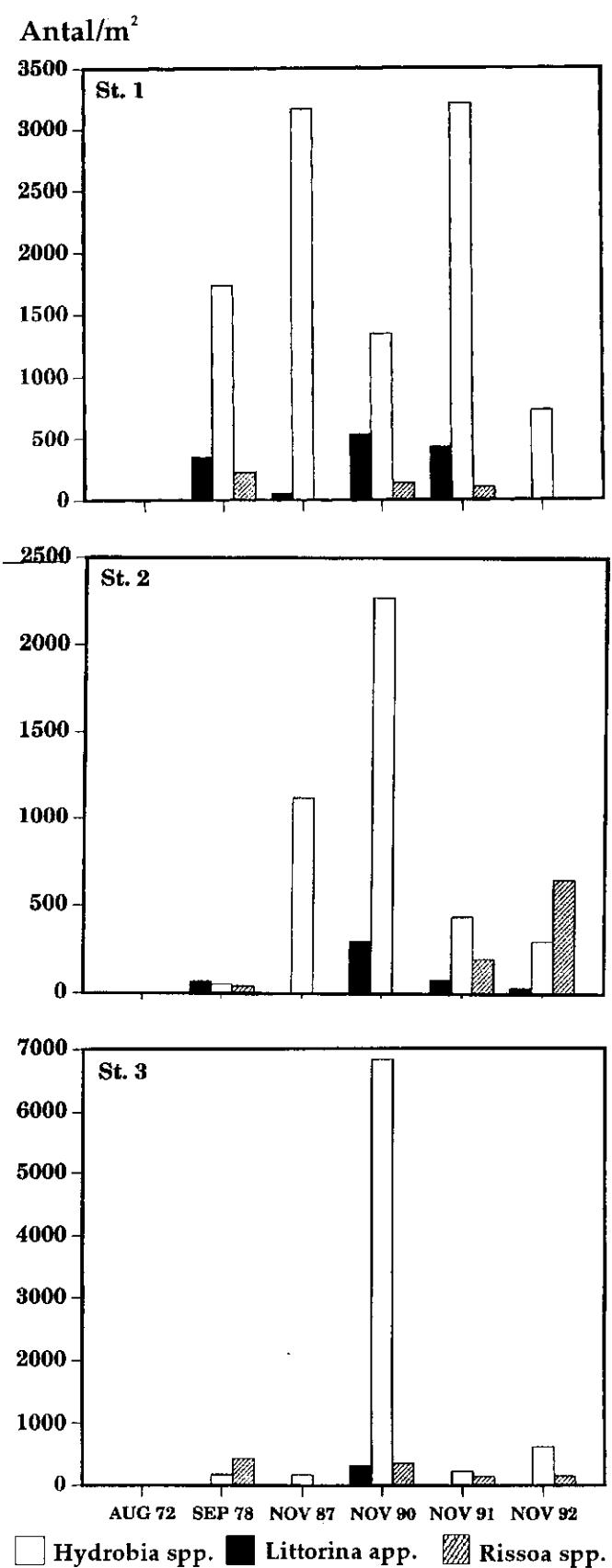


Figur 9.14. Individtætheden af Chironomidae og Oligochaeta gennem tiden på station 1, 2 og 3 i Kertinge Nor.

Antal/m²



Figur 9.15. Individtætheden af *Nereis diversicolor*, *Oligochaeta*, *Corophium spp.* og *Platynereis dumerilii* gennem tiden på station 4, 5 og 6 i Kerteminde Fjord.



Figur 9.16. Individtætheden af *Littorina spp.*, *Hydrobia spp.* og *Rissoa spp.* gennem tiden på station 1, 2 og 3 i Kertinge Nor.

9.4.3 Diskussion

Faunaen forskellig i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord

Faunaen i Kertinge Nor består mest af epifaunaarter

Faunaen reduceres som følge af iltsvind

Faunaen gæt tilbage i Kerteminde Fjord

Ingen ændringer i faunaen ved reduceret belastning

Artslisten i Tabel 9.2 og resultaterne af CA-ordinationerne viser, at faunaen i Kertinge Nor adskiller sig markant fra faunaen i Kerteminde Fjord, hvorfor de 2 områder i vid udstrækning vil blive diskuteret separat.

Faunaen i Kertinge Nor er i høj grad præget af epifaunaarter, medens den egentlige infauna er sparsomt repræsenteret i de seneste år. Infaunaens andel af faunaen på station 2 og 3 var i 1972 på 70-80%. I løbet af de kommende år faldt denne andel til under 30% i 1990-91, hvorefter infaunaen synes at øge i andel på station 3, hvor den i 1992 udgjorde mere end 60%. Det skitserede forløb af faunaens udvikling er sandsynligvis et resultat af en ændring i vegetationens udbredelse. Undersøgelser af vegetationens udbredelse fra 1972 og fra 90'erne viser ganske tydeligt en øget udbredelse af trådalger såsom Krølhårstang (*Chaetomorpha linum*), Alm. Vandhår (*Cladophora sericea*) og Bruntråd (*Ectocarpus siliculosus*). Det er dog uklart, hvornår denne forandring har fundet sted. Epifaunaens øgede andel af faunaen på stationerne 2 og 3 i Kertinge Nor i 70'erne og 80'erne kan være en indikation på en øget udbredelse af Krølhårstang m.m. Denne hypotese støttes endvidere af, at øgningen i epifaunaen først finder sted på station 2 og senere på station 3. Enkelte målinger af klorofyl a og sigtdybde i 1972 og 1978 antyder, at skiftet fandt sted efter 1978. Klorofylværdier fra disse år var høje i sammenligning med nutidens, ligesom sigtdybden var lavere. Det bør bemærkes, at der i 1992 tilsyneladende er sket et skift tilbage til en tilstand, der ligner situationen i 70'erne.

Den totale individtæthed på den inderste station var markant lavere i 1992 i forhold til de tidligere år, dog med undtagelse af 1972, hvor ingen makrofauna var tilstede på denne station. Infaunaens tilbagegang på denne station kan være et resultat af iltsvind forårsaget af tykke algemåtter, som reducerede vandudvekslingen ved bunden og dermed transporten af ilt til bunddyrene. Endvidere vil disse alger ved deres henfald forøge iltforbruget. Iltsvind forekommer tilsyneladende årligt i Kertinge Nor, specielt i den inderste del af noret. Således var den inderste trediedel af noret utsat for et kortvarigt iltsvind i juli 1991. Iltsvindet blev skabt under et tykt lag af trådalger i området.

Faunaens tilbagegang på de dybe stationer i Kerteminde Fjord kan ligeledes være forårsaget af ophobning af drivende trådalger. Sådanne ansamlinger af trådalger og henfaldne ålegræsblade er observeret i juli og september 1991. Det skal i denne forbindelse bemærkes, at Fyns Amts målinger af iltkoncentrationen i bundvandet af Kerteminde Fjord aldrig har nået værdier som kan betragtes som kritiske for bunddyrene. Disse målinger er imidlertid foretaget flere decimeter over bunden og om dagen, og er således ikke repræsentative for den minimums-iltkoncentration, som bunddyrene udsættes for. Årlige observationer siden 1987 af hvide og røde svovlbakterier på bunden af Kerteminde Fjord indikerer, at dårlige iltforhold indtræder i perioder.

Indenfor det korte tidsforløb, som Hav90-perioden omfatter, er det vanskeligt at registrere en eventuel effekt af en reduceret belastning p.g.a. den naturlige variation i bundfaunaens mængde og sammensætning fra år til år. Sammenfattende må man konkludere, at ingen markante ændringer af faunaen har fundet sted i denne periode. I den inderste del af Kertinge Nor synes faunaen dog at være markant reduceret i 1992 sammenlignet med tidligere år. Faunaen i de dybe dele af Kerteminde Fjord er stadig forarmet, og station 5 var totalt uden makrofauna i november 1991, hvilket tidligere har været tilfældet i august 1972.

Årsagen til den manglende reetablering af bundfaunaen kan være et resultat af, at den organiske belastning af sedimentet har været uændret frem til 1992. Man kan formode, at en retablering af faunaen først vil finde sted, efter at puljen af næringsstoffer i sedimentet i fjorden er begrænset, således at produktionen af makroalger og fytoplankton reduceres.

10. Konklusion

Overgødskning med næringsstoffer

Kertinge Nor/Kerteminde Fjord blev i mange år frem til 1990 tilledt store mængder næringsstoffer, idet fjorden var recipient for biologisk renset spildevand fra Munkebo og Kerteminde. Derved ændredes fjordområdets biologiske struktur. Det vil sige, at samspillet mellem de biologiske komponenter i økosystemet ændredes. Den biologiske struktur og udvikling over året er beskrevet flere gange i perioden 1974-1990 og har tilsyneladende været ret stabil frem til 1990/91.

Reduceret udledning fra land

I 1990 reduceredes den årlige landbaserede udledning af næringsstoffer med 45% for kvalstof og 78% for fosfor, hvilket svarer til målene i vandmiljøplanen.

Næringsstoftilgængelighed

Årsbelastningen med næringsstoffer er af stor betydning for den biologiske struktur i fjorden på langt sigt, men tilgængeligheden af næringsstoffer i sommerperioden (i vækstsæsonen) er styrende for udviklingen af den biologiske struktur det enkelte år.

Kvalstoftilgængeligheden i sommerperioden

Uorganisk fosfor findes i overkoncentrationer i vandfasen i Kertinge Nor hele sommerperioden, så det er ikke fosfortilgængeligheden, der styrer udviklingen af den biologiske struktur. Koncentrationen af uorganisk kvalstof er derimod meget lav i sommerperioden, hvorfor kvalstoftilgængeligheden i høj grad må være styrende for udviklingen af den biologiske struktur.

Uændret N-belastning i sommerperioderne

I sommerperioden er kvalstofbelastningen fra de diffuse kilder næsten lig nul. Derfor styres kvalstoftilgængeligheden i vækstsæsonen i høj grad af bidraget fra punktkilderne, atmosfæren og fra den interne belastning. Punkt-kildebelastningen reduceredes i 1990 til nul (eksl. bidraget fra ca. 370 enkeltliggende ejendomme i oplandet), og bidraget fra den interne belastning og fra atmosfæren var derfor de eneste kvalstofkilder i sommerperioden i 1990 og 1991. Belastningen var imidlertid af samme størrelsesorden, som før reduktionen i udledningen fra renseanlæggene, og i 1992 var den interne belastning i sommerperioden væsentlig større end i de foregående år. Den store interne belastning i sommeren 1992 skyldtes meget varmt vejr fra midten af maj og sommeren ud (Christensen *et al.*, 1994). En medvirkende årsag hertil var, at trådalgemætterne var tyndere og dækkede et mindre areal i forårsperioden i 1992 end i de foregående år.

Belastningsreduktionen slog ikke igennem

Da næringsstoftilgængeligheden (specielt kvalstof) således i store træk har været uændret i sommerperioderne i 1980'erne til 1990/1991 og endda har været meget større i sommerperioden i 1992, har belastningsreduktionen i 1990 ikke givet anledning til ændring af den biologiske struktur.

Puljen af næringsstoffer i sedimentet har fungeret som en buffer, som i hvert fald i 1991 og 1992 udløste næringssaltmængder svarende til den oprindelige sommerbelastning. Samtidig er kvalstof- og fosforpuljerne i sedimentet blevet reduceret.

Biologisk struktur til og med 1991

Der forekom således ikke større ændringer i den biologiske struktur i fjorden i 1990 og 1991. Projektperioden repræsenterer derfor næringsstofpuljer og -flows samt det biologiske system i en situation, inden der indtraf store ændringer i næringsstoftilgængeligheden og dermed den biologiske struktur. Be-

skrivelserne af den biologiske struktur for 1990/1991 er sammenligneligt med de foreliggende resultater fra 1980'erne og i nogen grad også i 1970'erne.

I 1990 og 1991 var bunden i Kertinge Nor dækket af en artsfattig vegetation af makrofyter. I den midterste og den nordligste del bestod vegetationen af blomsterplanter, primært ålegræs (*Zostera marina*), og af en op til 0,5 m tyk mætte af trådalger. I den sydlige inderste del fandtes kun mætter af trådalger. Trådalgemætten bestod på 1,0-2,5 m's dybde primært af krølhårstang (*Chae-tomorpha linum*). På 0,5-1,0 m's dybde langs kysterne bestod den primært af alm. vandhår (*Cladophora sericea*). Trådalgemætterne fungerede som filter, der optog en stor del af de næringsstoffer, der blev frigivet fra bunden (Christensen *et al.*, 1994). Iltsforholdene i og under trådalgemætterne var så dårlige, at bundfaunaen i Kertinge Nor var meget svagt udviklet. Derfor var bundfaunaen af ringe betydning som græssere på zooplanktonet.

På ålegræsset fandtes en talrig population af søpunge (*Ciona intestinalis*), der, som følge af en stor filtrationskapacitet og evnen til at filtrere selv meget små partikler fra vandet, muligvis kunne kontrollere biomassen af fytoplankton, som det f.eks. er set i sensommeren 1991, hvor trådalgemætterne samtidig optog størstedelen af de næringsstoffer, der blev frigivet fra bunden (Riisgård *et al.*, 1994). Græsningstrykket fra *Ciona* var medvirkende til, at biomassen af fytoplankton det meste af året var meget lav, og fjorden derfor var klarvandet. En stor population af meget små vandmænd (*Aurelia aurita*), kunne kontrollere zooplanktonet i vandet det meste af året.

I sensommeren 1991 blev trådalernes rolle som filter for næringsstofferne fra bunden brudt i korte perioder, som følge af, at trådalgemætterne på stille dage lettede og flød rundt i overfladen (Christensen *et al.*, 1994). Disse sammenbrud i næringsstoffiltrene gav anledning til kraftige næringsstofpulser til vandfasen, der igen gav ophav til kortvarige kraftige fytoplanktonopblomstringer. Fytoplanktonopblomstringerne var begrænsede til de områder, hvor der havde været iltsvind.

Biologisk struktur 1992

Som følge af den store interne belastning i sommeren 1992 beskriver undersøgelsesresultaterne herfra og året ud en situation, der illustrerer, hvordan den biologiske struktur kan ændres dramatisk ved ændrede ydre påvirkninger, herunder hvis næringsstofbelastningen forøges.

I foråret 1992 var trådalgemætterne svagere udviklet i den midterste og den yderste del af Kertinge Nor end i de foregående år. Da det satte ind med kraftig solindstråling fra midt i maj og sommeren ud, skete der en kraftig frigivelse af næringsstoffer fra bunden til vandfasen. Som følge heraf skete der en kraftig opvækst af fytoplankton, og der blev målt klorofylkoncentrationer på op til $116 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket ikke tidligere er registreret i Kertinge Nor. Den store population af vandmænd (*Aurelia aurita*) forhindrede samtidig zooplanktonet i at opbygge en biomasse, der kunne græsse på fytoplanktonet. Den stigende fytoplanktonbiomasse oversteg de filtrerende dyrs kapacitet til at rense vandet for fytoplankton. Den stigende pelagiale algebiomasse reducerede lysforholdene ved bunden, så både trådalger og blomsterplanter ikke fik lys nok og begyndte at nedbrydes med en øget frigivelse af næringsstoffer til følge. Herved var startet en ond cirkel, der førte til, at sigtdybden i Kertinge Nor blev reduceret til ned til ca. 30 cm i juni og var lav året ud. Fra august-september var planktonalgebiomassen helt domineret af små blågrønalger, der er dårlig føde for filtratorer.

Næringsstofpuljen i sedimentet

Puljen af næringsstoffer i sedimentet kan antages at være et resultat af fortidens synder. Puljen er "bygget op" igennem 1970'erne og 1980'erne i forbindelse med den store belastning fra renseanlæggene. Ud fra denne antagelse må det forventes, at puljen i sedimentet i løbet af nogle år med kraftig frigivelse af kvælstof og fosfor vil blive reduceret til et lavere niveau. Med en MIKE 11 model er det beregnet, at den årlige nettotransport af fosfor var ca. 7 ton i både 1991 og 1992, og at nettotransporten af kvælstof var ca. 45 ton i 1991 og ca. 115 ton i 1992. I sedimentet er der målt en pulje af mobilt fosfor, der er 5-8 gange større end den fosformængde, der årligt eksporterer til Storebælt. Bestemmelsen af den mobile kvælstofpulje er usikker, men det er skønnet, at den mobile kvælstofpulje er ca. 3-5 gange større end det årlige kvælstoftab fra systemet. På den baggrund kan man indenfor en kort årrække forvente en signifikant mindre frigivelse fra sedimentet i sommerperioden (Christensen *et al.*, 1994).

Foreløbige resultater fra 1993

Da den store interne belastning i 1992 førte til stor eksport af næringsstoffer (kvælstof) kunne man forvente, at det biologiske system allerede fra 1993 ville udvikle sig i en mere gunstig retning. Foreløbige resultater fra Fyns Amts tilsyn i Kertinge Nor i 1993 synes at bekræfte denne tendens. Kertinge Nor var klarvandet i hele 1993, trådalgelaget var meget svagt udviklet og ålegræsset havde gode vækstbetingelser og stod fint. Populationen af søpunge (*Ciona intestinalis*) var stor, bundfaunaen var øget væsentligt, og mængden af vandmænd (*Aurelia aurita*) var reduceret i forhold til i 1990/92 (kan skyldes konkurrence med bundfaunaen om føden). Der blev desuden ikke iagttaget iltsvind eller belægninger med svovlbakterier. Det kan endnu ikke afgøres, om der er tale om en ny stabil biologisk struktur.

Ved uændret belastning er Kertinge Nor et ustabilet biologisk system

Kertinge Nor må ved de nuværende belastningsforhold betegnes som et fjord-system med en ustabil biologisk struktur. Gennem projektperioden blev der således beskrevet to vidt forskellige mønstre i den biologiske struktur. Gennem 1991 var der tale om en klarvandet situation, hvor tykke trådalgemåtter nedsatte næringsfluxen fra sedimentet til vandsøjlen. Den lave næringsfrigivelse fra sedimentet, sammenholdt med et stort græsningstryk fra filtrerende søpunge, oprettholdt den klarvandede situation året ud. I 1992 blev frigivelsen fra sedimentet seksdoblet, da den lange og varme sommer medførte et henfald af trådalgemåtterne på sedimentoverfladen i den inderste del af Kertinge Nor. Den store næringsfrigivelse medførte en voldsom pelagisk produktion. Græsningstrykket fra søpungene havde i denne situation ingen regulérende effekt på planktonbiomassen, og den store planktonmængde medførte en grønvandet situation, hvor vandets gennemsigtighed blev nedsat til under 1 meter fra juni og året ud.

Forbedring allerede fra 1993?

I forbindelse med den store næringsfrigivelse i 1992 skete der en stor eksport af specielt kvælstof ud af systemet. Den interne pulje af tilgængeligt kvælstof blev derfor reduceret, og dette kan betyde en ændring af den biologiske struktur til en mere stabil situation. Observationer fra 1993 kan tyde på, at denne udvikling er ved at foregå.

11. Referencer

- Allen, K.R. (1951): The Horokiwi Stream. A study of a trout population. New Zealand mar. Dept. Fish. Bull. 10:1-238.
- Andersen, P. & H. M. Sørensen (1986): Population dynamics and trophic coupling in pelagic microorganisms in eutrophic coastal waters. Mar. Ecol. Prog. Ser. 33: 99-109.
- Andersen, P., M. M. Møller & P. B. Christensen (1992): Observationer på en masseforekomst af prymnseiophycean *Chrysochromulina parkae* i forbindelse med iltsvind i Kertinge Nor. I: Præsentationer ved det 7. danske havforskermøde. Hafvforskning fra Miljøstyrelsen, Nr. 25. Miljøstyrelsen.
- Andersen, P. (1994): The first record of the potential PSP-producer *Alexandrium minutum* Halim in Danish coastal waters. (under udarbejdelse).
- Aneer, G. (1973): Biometrical Characteristics of the Three-spined Stickleback (*Gasterosteus aculeatus* L.) from the Northern Baltic Proper. Zool. Scr. 2:157-162.
- Bollens, S.M. & Frost, B.W. (1989): Predator-induced diel vertical migration in a planktonic copepod. J. Plank. research 11: 1047-1065.
- Bollens, S.M., Frost, B.W., Thoreson, D.S. & Watts, S.J. (1992): Diel vertical migration in zooplankton: field evidence in support of the predator avoidance hypothesis. Hydrobiologia 234: 33-39.
- Choen, R. E. & R. G. Lough (1981): Length-weight relationships for several copepods dominant in the Georges Bank Gulf of Maine area. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 2: 47-52.
- Christensen, P.B., Møhlenberg, F., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Rysgaard, S., Clausen, P., Sortkjær, O., Schlüter, L., Josefson, S.B., Jürgensen, C., Andersen, F.Ø., Thomassen, J., Thomsen, M.S. & L.P. Nielsen (1994): Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord. Hafvforskning Nr. xx fra Miljøstyrelsen. Miljøstyrelsen.
- Degerman, E., P. Nyberg & M. Appelberg (1988): Estimating the numbers of species and relative abundance of fish in oligotrophic lakes using multi-mesh gillnets. Nordic J. Freshw. Res. 64:91-100.
- Downing, J.A. (1986): A regression technique for the estimation of epiphytic invertebrate populations. Freshw. Biol. 16: 161-173.
- Drebes, G. (1974): Marines Phytoplankton. Georg Thieme Verlag.
- Dybern, B.I. (1965): The life cycle of *Ciona intestinalis* (L.) f. *typica* in relation to the environmental temperature. Oikos 16: 109-131.
- Edler, L. (1979): Recommandations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. Baltic Marine Biologists publ. nr. 5.

Evans, S. & B. Tallmark (1979): A modified drop-net method for sampling mobile epifauna on marine shallow sandy bottoms. *Holarctic Ecology* 2:58-64.

Ferguson, R. & P. Rublee (1976): Contribution of bacteria to standing crop of coastal plankton. *Limnol. & Oceanogr.* 21: 141-145.

Fyns Amt (1992): Vandmiljøovervågning - Kystvande 1991.

Fyns Amt, (1993): Vandmiljøovervågning - Kystvande 1992.

Gröndahl, F. (1988): A comparative ecological study on the scyphozoans *Aurelia aurita*, *Cyanea capillata* and *C. lamarckii* in the Gullmar Fjord, Western Sweden, 1982 to 1986. *Mar.Biol.* 97: 441-450.

Gulliksen, B. & S.H. Skjæveland (1973): The seastar, *Asterias rubens* L., as predator on the ascidian, *Ciona intestinalis* (L.), in Borgenfjorden, North-Trøndelag, Norway. *Sarsia* 52: 15-20.

Hammer, J. & O. Filipsson (1985): Ecological testfishing with the Lundgren gillnets of multiple mesh size: the Drottningholm technique modified for Newfoundland arctic char populations. *Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm.* 62:12-35.

Hansen, A.M., Jeppesen, E., Bosselmann, S. og P. Andersen (1992): Zooplankton i sører - metoder og artsliste. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af zooplankton i sører. Miljøprojekt nr. 205. Miljøstyrelsen.

Hernroth, L. & Gröndahl, F. (1983): On the biology *Aurelia aurita* (L.): I. Release and growth of *Aurelia aurita* (L.) ephyrae in the Gullmar Fjord, Western Sweden, 1982-1983. *Ophelia* 22: 189-199.

Higgins, P.J. (1985): An interactive computer program for population estimating using the Zippin method. *Aquaculture and Fisheries Management* 1:287-295.

Holter, H. & E. Zeuthen (1944): The respiration of the egg and embryo of the ascidian, *Ciona intestinalis*. *L. C.r. Trav. Lab. Carlsberg, Ser. Chimique:* 25 (2): 33-65.

Humphries, P., Potter, I.C. & Loneragan, N.R. (1992): The fish community in the shallows of a temperate Austrian estuary: relationship with the aquatic macrophyte *Ruppia megacarpa* and environmental variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 34: 325-346.

Jensen, H.J., J.P. Müller & M. Timmermann (1988): Metodeudvikling til fiskeundersøgelser i danske sører. Rapport til Miljøstyrelsen.

Jeppesen, E., Søndergaard, M., Kanstrup, E., Petersen, B., Eriksen, R.B., Hammershøj, M., Mortensen, E., Jensen, J.P. & A. Have (1994): Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and freshwater lakes differ? In: Nutrient dynamics and biological structure in shallow freshwater and brackish lakes (Eds. E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard & L. Kamp-Nielsen): 15-30.

Jespersen, H. K. Olesen (1982): Bioenergetics in veliger of *Mytilus edulis* L. OPHELIA 21(1): 107-113.

Kanneworff, E. & Nicolaisen, W. (1973): The "HAPS". A frame-supported bottom corer. Ophelia 10: 119-129.

Kramp, P.L. (1961): Synopsis of the medusae of the world. J.Mar.Biol.Ass. U.K. 40: 1-469.

Lalonde, S. & Downing, J.A. (1992): Phytofauna of eleven macrophyte beds of differing trophic status, depth, and composition. Can.J. Fish. Aquat. Sci. 49: 992-1000.

Limfjordssamarbejdet (1993): Plankton i Limfjorden 1988-1991. (Udarbejdet af Per Andersen; Bio/consult og Kirsten Johansen; Marin ID).

Lund-Hansen, L., Christiansen, C., Jürgensen, C., Richardson, K. & Skyum, P. (1994): Basisbog i fysisk-biologisk oceanografi.

Lundålv, T. (1971): Quantative studies on rocky-bottom biocoenoses by underwater photogrammetry. A methodological study. Thalassia Jugosl. 7: 201-208.

Lüning, K. (1990): Seaweeds. Their Environment, Biogeography and Ecophysiology. Wiley -Interscience publication, New York.

McCauley, E. (1984): Chapter 7: Estimates of abundance and biomass of zooplankton in samples. I Downing, J. A. & F. H. Riegler (eds.): A manual on methods for the assesment of secondary productivity in fresh waters. IBP Handbook nr. 17, 2nd edition. s. 228-265. Blackwell Publications, Oxford.

Miron & Kristensen, (1993): Factors influencing the distribution of nereid polychaetes: The Sulfid Aspect Mar. Ecol. Prog. Ser 93: 143-153.

Mortensen, E., H.J. Jensen, J.P. Müller & M. Timmermann (1990): Fiskeundersøgelser i søer. Undersøgelsesprogram, Fiskeredskaber og metoder. Overvågningsprogram. Danmarks Miljøundersøgelser, Teknisk anvisning fra DMU, nr. 3. 60 sider.

Møhlenberg, F. (1988): Retningslinjer for zooplankton. In: Retningslinjer for marin overvågning. Miljøstyrelsens Havforureningslaboratorium.

Möller, H. (1980b): Scyphomedusae as predators and food competitors of larval fish. Meeresforsch. 28: 90-100.

Nielsen, L.A. & W.F. Schoch (1980): Errors in estiamting mean weight and other statistics from mean length. Tran. Amer. Fish. Soc. 109:319-322.

Olrik, K. (1991): Planteplankton - metoder. Prøvetagning, bearbejdning og rapportering ved undersøgelser af planteplankton i søer og marine områder. Miljøprojekt nr. 187. Miljøstyrelsen.

Orth, R., Heck, K.L. & van Montfrans, J. (1984): Faunal communites in seagrass beds: A review of the influence of plant structure and prey characteristics on predator-prey relationships. Estuaries 7: 339-350.

Papathanassiou, E., Panayotidis, P. & Anagnostaki, K. (1987): Notes on the biology and ecology of the jellyfish *Aurelia aurita* L. in elefis Bay (Saronikos gulf, Greece). Mar.Biol. 8:(1): 49-58.

Peet, K.R. (1974): The measurement of species diversity. Ann.Rev.Ecol.Syst. 5: 285-307.

Rasmussen, E. (1973): Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). Ophelia 11 (1-2): 1-507.

Rasmussen, M.B., N. Rask og M.T. Christesen (1993): Trådalger i Det Sydfynske Øhav - udbredelse, produktion og miljømæssige konsekvenser. Hafvforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 22. Miljøstyrelsen.

Ricker, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. Bulletin of the Fisheries Research Board of Canada. 191.

Riisgård, H.U., Clausen, I., Møhlenberg, F., Petersen, J.K., Olesen, N.J., Christensen, P.B. & Møller, M.M. (1994): Filtratorer, planktonodynamik og biologisk struktur i Kertinge Nor. Hafvforskning Nr. xx fra Miljøstyrelsen. Miljøstyrelsen.

Rosenvinge, L.K. (1892-1922): Rosenvinges protokoller.

Roughgarden, J., S.D. Gaines & S.W. Pascala (1987): Supply side ecology: the role of physical transport processes. In Gee, J.H.R. & P.S. Giller (eds): Organization of communities past and present. Blackwell Scientific Publications, Oxford, U.K.: 491-518.

Roughgarden, J., Y. Iwasa & C. Baxter (1985): Demographic theory for an open marine population with space-limited recruitment. Ecology 66: 54-67.

Schneider, G. (1989a): The common jellyfish *Aurelia aurita* : standing stock, excretion and nutrient regeneration in the Kiel Bight, Western Baltic. Mar.Biol. 100: 507-514.

Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1981): Biometry. The principles and practice of statistics in biological research. Freeman & CO., San Francisco.

Stoecker, D., Michaels, A.E. & Davies, L.H. (1987): Grazing by the jellyfish, *Aurelia aurita*, on microzooplankton. J. Plankton Res. 9: 901-915.

Svane, I. & J.N. Havenhand (1993): Spawning and dispersal in *Ciona intestinalis* (L.). In press.

Søndergaard, M. og B. Riemann (1979): Ferskvandsbiologiske analysemетодer. Botanisk Institut, Aarhus Universitet.

ter Braak, C.J.F. (1987-1992): CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Ithaca, New York, USA.

Tesch, F.W. (1971): Age and growth. In: W.E. Ricker (ed.) Methods for Assessment of Fish Production in Freshwaters, Blackwell, Oxford:98-126.

Thorman, S. & B. Fladvad (1981): Growth and Production of Fish in River Broälven Estuary on the Swedish West Coast. National Swedish Environment Protection Board. Report snv pm 1416:1-112.

Vandkvalitetsinstituttet (1974): Odense Fjord - Seden Strand - Kerteminde Fjord - Kertinge Nor. Makrofytvegetation, vandkvalitetsmodel, 1974. Rapport til Fyns Amtskommune.

Vedel, A. & H.U. Riisgård (1993): Filter-feeding in the polychaete *Nereis diversicolor*: growth and bioenergetics. Mar. Ecol. Prog. Ser. (submitted).

Wheeler, A. (1978): Key to the Fishes of Northern Europe. Frederick Warne Ltd, London.

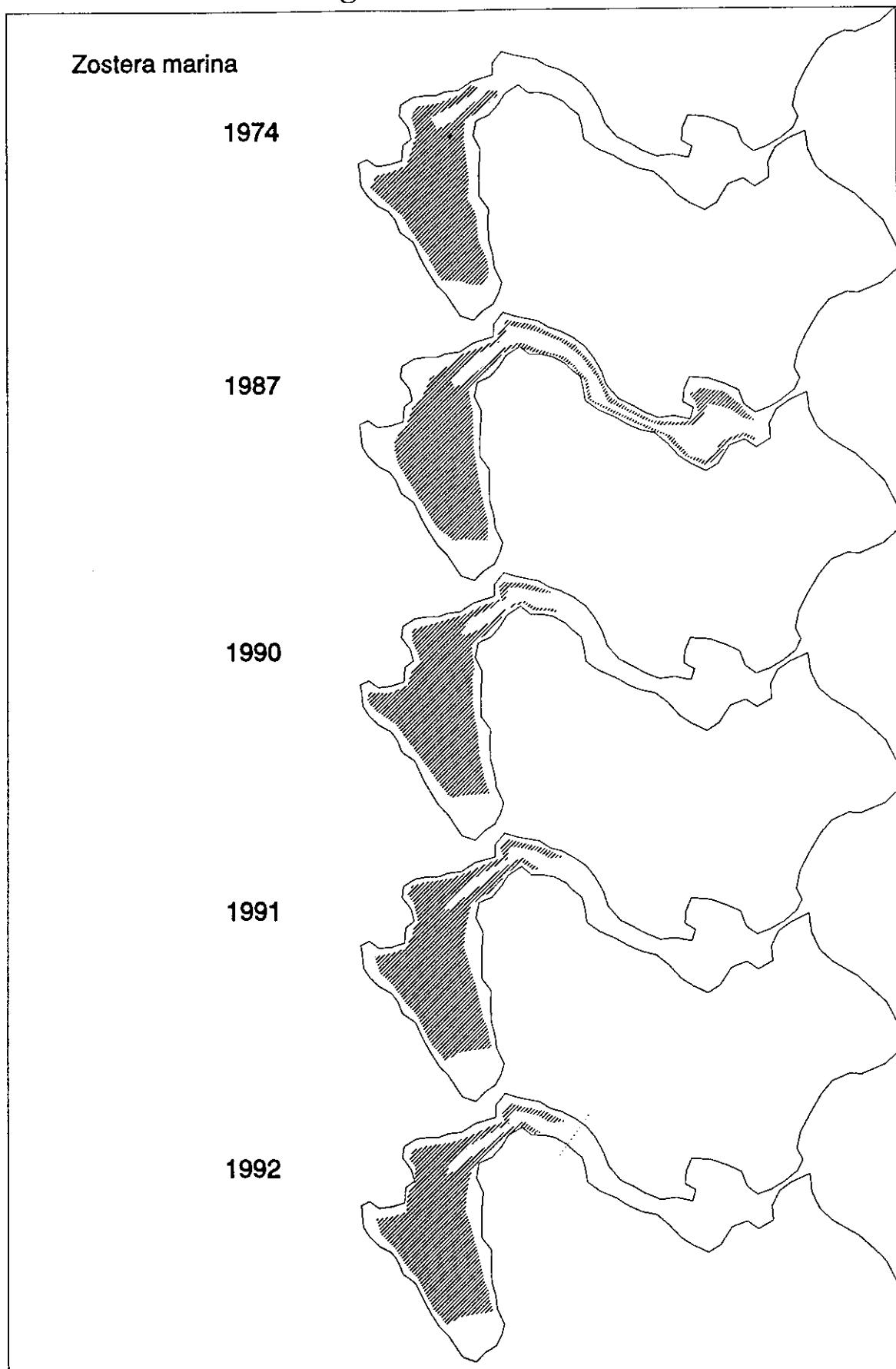
Wootton, R.J. (1984): A Functional Biology of Sticklebacks. Croom Helm Ltd, London

Wootton, R.J., G.W. Evans & L. Mills (1978): Annual cycle in female Three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*) from an upland and lowland population. J. Fish Biol. 12:331-343.

Yasuda, T. (1968): Ecological studies on the jellyfish *Aurelia aurita* in Urazoko Bay, Fukui Prefecture - 2. Occurrence pattern of the ephyrae. Bull. Jap. Soc. Sci. fish. 34: 983-987.

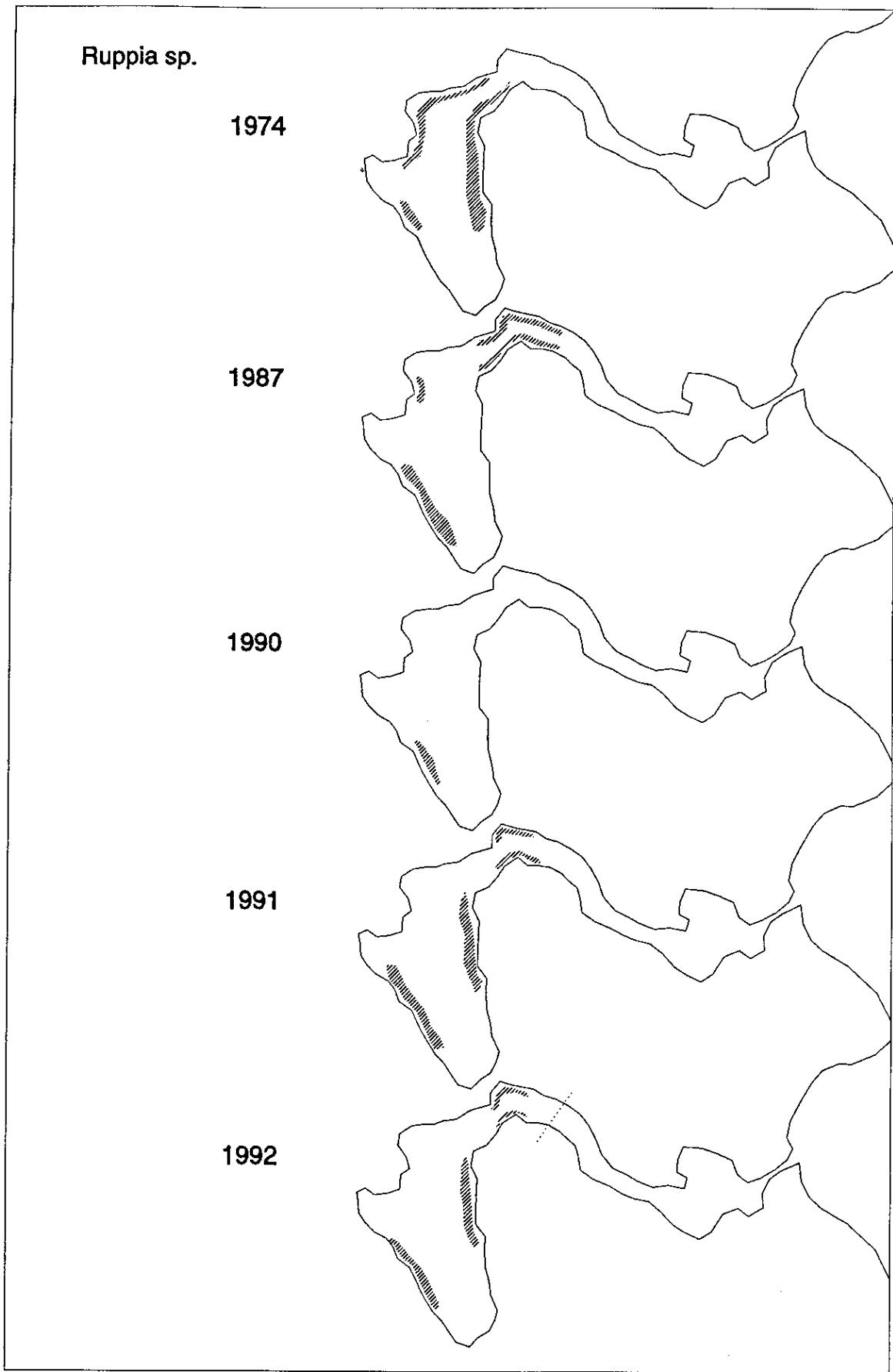
Zippin, C. (1956): An evaluation of the removal method of estimating animal populations. Biometrics 12:163-189.

12. Bilag



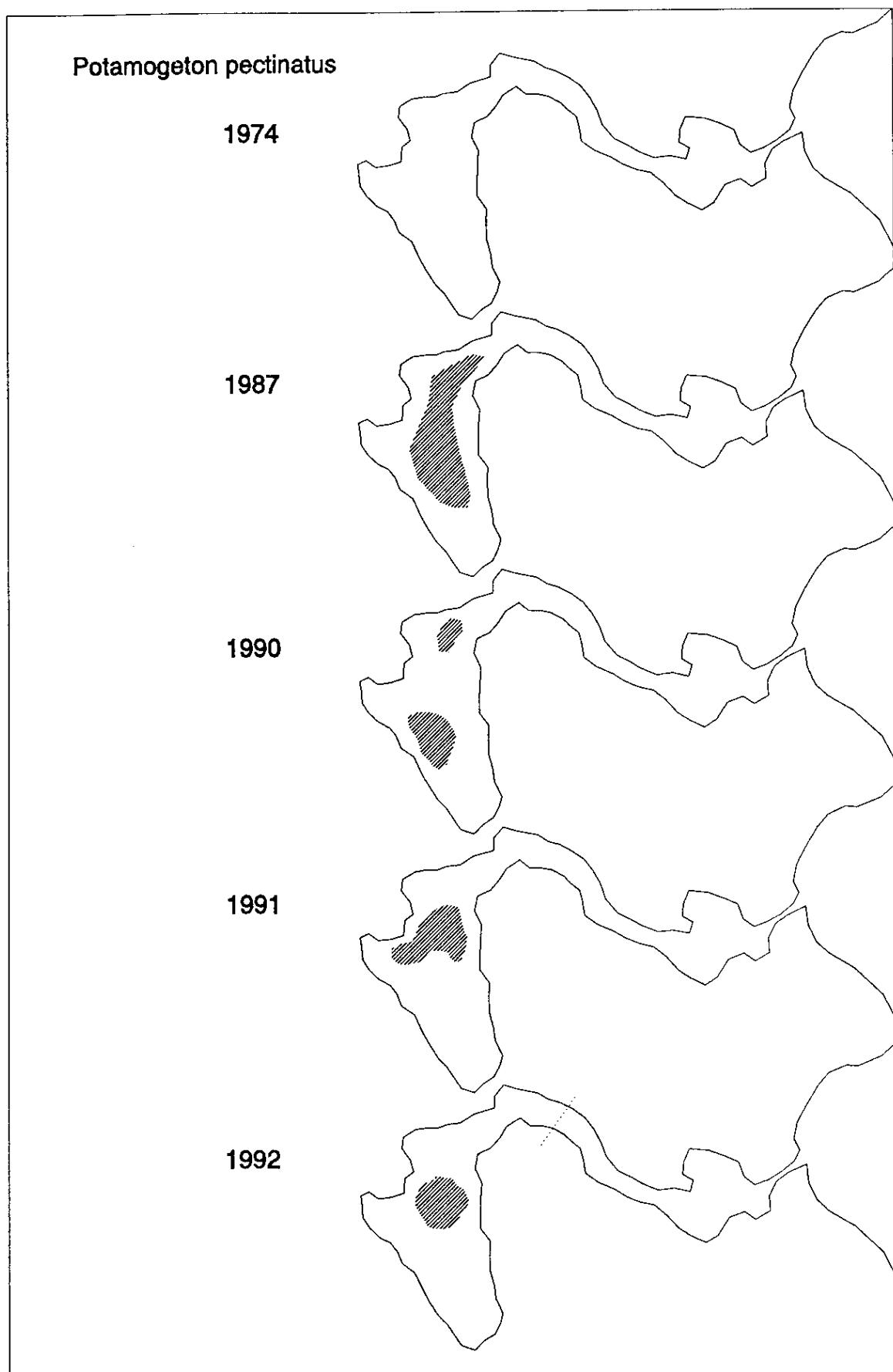
Bilag A

Udviklingen i udbredelsen af ålegræs (*Zostera marina*) 1974-92 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.



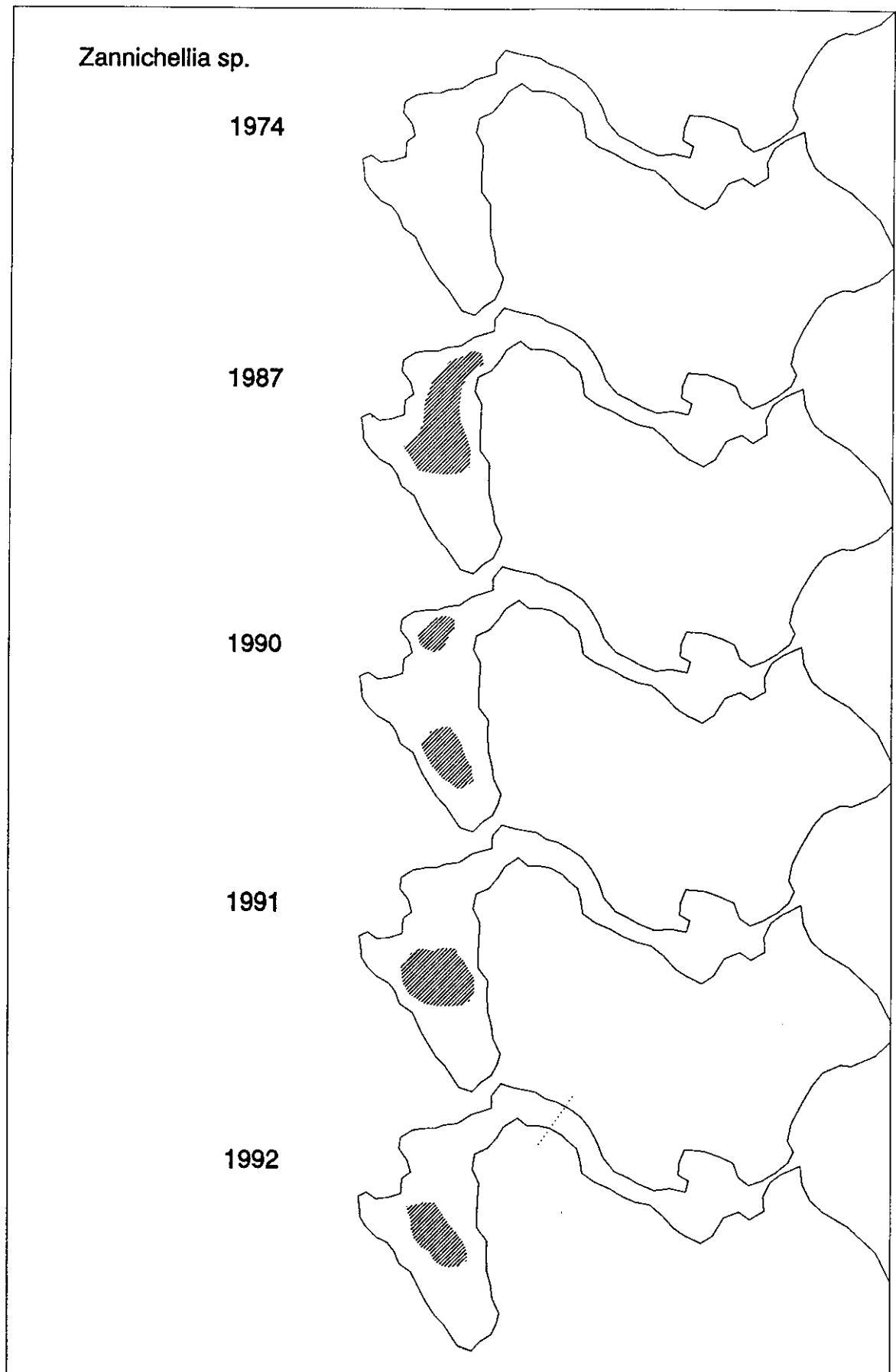
Bilag B

Udviklingen i udbredelsen af havgræs (*Ruppia sp.*) 1974-92 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.



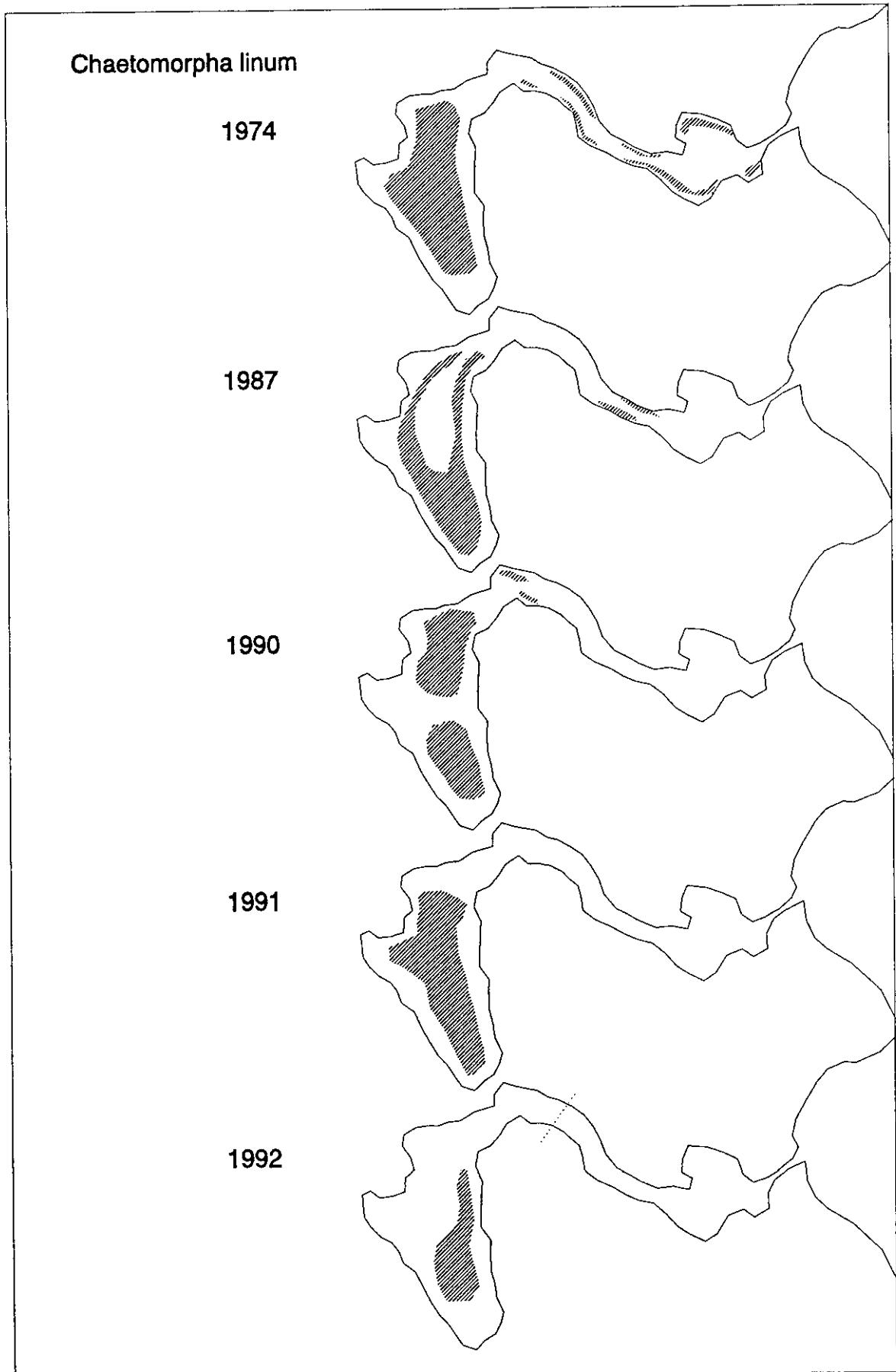
Bilag C

Udviklingen i udbredelsen af børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*)
1974-92 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.



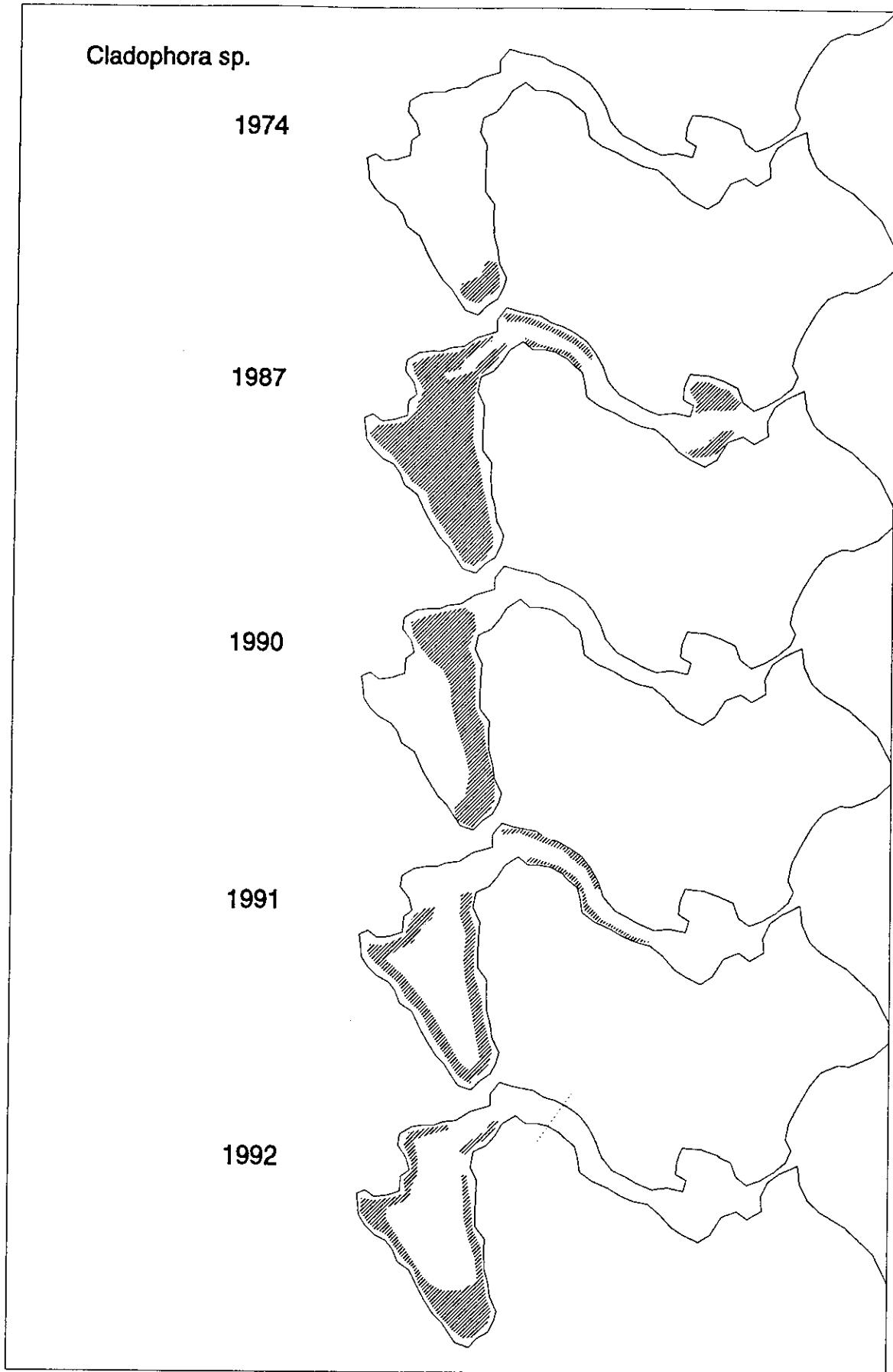
Bilag D

Udviklingen i udbredelsen af vandkrans (*Zannichellia sp.*) 1974-92 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.



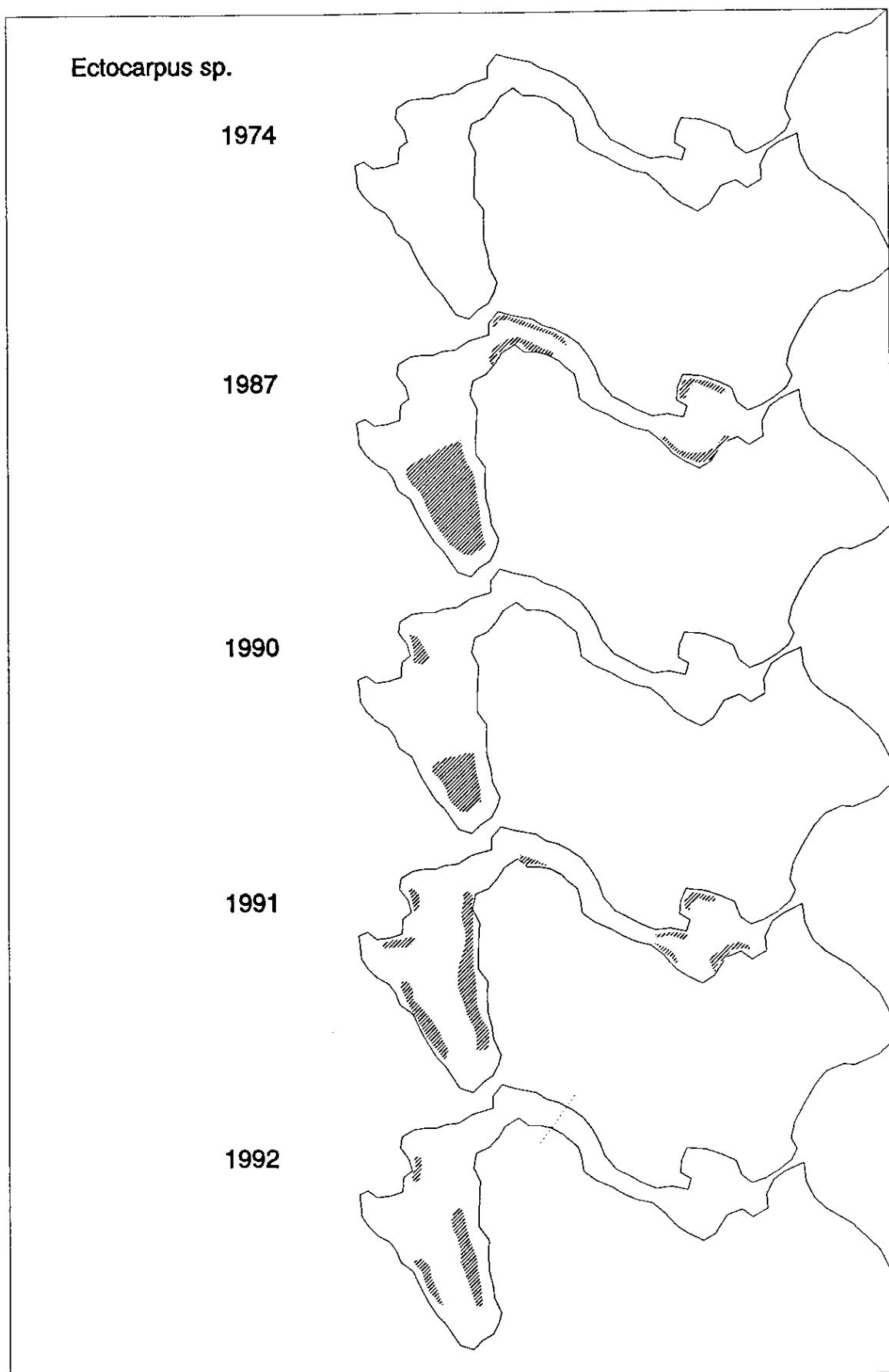
Bilag E

Udviklingen i udbredelsen af krølhårstang (*Chaetomorpha linum*) 1974-92
i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.



Bilag F

Udviklingen i udbredelsen af alm. vandhår (*Cladophora sp.*) 1974-92 i
Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.



Bilag G

Udviklingen i udbredelsen af brunråd (*Ectocarpus sp.*) 1974-92 i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord.

Bilag H. Fangst per garnmat (CPUE) i biologiske oversigtsgarn i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord i august 1990

Art:	Kertinge Nor						Kerteminde Fjord		
	A	B	C	D	E	F	G	H	
	<u>CPUE</u>								
Sild									0,2
Brisling	0,3	0,4		0,1		0,1			3,3 (0,8-5,2)
Havørred									0,2
Ål						0,1			0,1
Almindelig tangnål									0,2
Hvilling							0,4	0,2	0,1
Ålekvabbe	0,3	0,1	0,1	0,9		1,1	0,1		0,1
Sort kuthing	2,5 (2,0-3,1)	6,0 (1,5-13,3)	2,0 (0,1-2,6)	7,0 (1,7-17,3)	6,6 (1,4-17,1)	3,8 (0,8-7,0)			
3-pigget hundestejle	47,6 (29,3-77,8)	18,8 (11,7-30,0)	24,5 (11,2-53,7)	60,9 (22,9-161,8)	110,9 (41,7-294,9)	18,5 (4,3-63,0)	11,4 (3,3-39,0)		2,1 (0,3-2,3)
3-pigget hundestejle (4,00 mm)	3,0 (0,8-10,4)	7,8 (2,9-22,8)	4,0	2,8 (0,8-8,9)	24,0 (5,6-102,0)	9,5 (1,1-80,8)			
9-pigget hundestejle (4,0 mm)	12,6 (6,0-26,6)	14,3 (5,1-39,9)	13,0	23,8 (0,5-366,8)	40,3 (18,5-87,8)	6,3 (0-49,8)			
Skrubbe							0,9	0,5	1,0
Tunge									

Bilag I. Fangst per garnat (CPUE) i biologiske oversigtsgarn i Kertinge Nor og Kerteminde Fjord i august 1991.

Art:	OMRÅDE						Kerteminde Fjord		
	Kertinge Nor								
	A Midt/Nord- /Øst	A Syd/Vest	B	C	D	E	F	G	H
CPUE									
Brisling							0,1	0,7	0,2
Ål				0,1					
Tobiskonge				0,1			0,3	0,1	
Ålekvabbe	0,3	0,7	0,1						0,2
Sort kutting	5,3 (2,1-13,2)	5,3 (1,3-11,2)	3,6 (0,6-7,3)	3,4 (0,6-6,0)	4,5 (2,0-9,9)	6,5 (1,8-23,0)	0,3		
3-pigget hun- destejle	253,5 (234,7-273,8)	45,9 (22,1-95,4)	144,9 (54,9-382,5)	121,3 (29,5-498,3)	59,0 (30,7-113,3)	73,8 (35,6-152,7)	33,1 (6,7-142,5)	0,3	1,0 (0-14)
Skrubbe								0,4	1,2 (0,8-1,8)

April 1992

Art:	OMRÅDE					
	Kertinge Nor			Kerteminde Fjord		
	A	B	C	D	E	F
CPUE						
Brisling		8,0 (0-61,6)			0,3	0,8
Ål	0,3					
Torsk			0,3	0,3		3,3
Hvilling					0,3	
Tobiskonge		0,3			0,3	
Ålekvæbe	0,5	1,0	0,3			0,3
Sort kutling	2,3 (0,7-7,2)	0,75	0,3			0,3
Ulk			0,3	1,5 (0-4,4)		2,0 (0-4,9)
Trepigget hundestejle	27,5 (8,5-88,6)	118,8 (83,6-168,6)	55,0 (4,4-694,1)	34,8 (15,2-79,2)	32,5 (10,1-104,7)	
Skrubbe	0,3		0,3			

OMRÅDE							
Art:	Kertinge Nor				Kerteminde Fjord		
	A	B	C	D	E	F	G
CPUE							
Brisling		0,75					
Aborre			0,75				
Ålevabbe	0,5	0,25		0,75			
Sort kutiling	8,5 (1,6-44,5)	16,3 (5,1-51,4)		7,5 (2,1-26,3)		3,5 (0-13,5)	
3-pigget hun- destejle	26,3 (17,7-39,0)	127,3 (78,8-206,4)		212,8 (182,5-248,0)		74,75 (40,3-138,8)	
9-pigget hun- destejle		1,3 (0,2-3,2)		0,25		1,5 (0-3,3)	
Skrubbe					0,25		0,25

		OMRÅDE						
		Kertinge Nor			Kerteminde Fjord			
	A	B	C	D	E	F	G	H
Art:	CPUE							
Brisling		0,5	0,75	1,0 (0-1,7)	0,25			
Tobiskonge					0,25			
Ålevabbe					0,25			
Sort kuthing	1,0 (0-1,9)	2,0 (0-6,7)	2,3 (1,0-5,1)	3,5 (1,4-9,0)	4,0 (1,8-8,8)			
3-pigget hundestejle	5,3 (1,0-26,5)	10,0 (6,6-15,1)	6,0 (4,4-8,2)	23,5 (11,0-50,3)	6,8 (0-44,0)			

Registreringsblad

Udgiver: Miljøstyrelsen, Strandgade 29, 1401 København K

Serietitel, nr.: Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 44

Udgivelsesår: 1994

Titel:

Kertinge Nor/Kerteminde Fjord – status og udvikling

Undertitel:

Forfatter(e):

Larsen, Gorm Rønved (red.); Jürgensen, Carsten; Christensen, Peter Bondo; Olesen, Niels Jørn; Petersen, Jens Kjerulf; Jensen, Jørgen Nørrevang; Mortensen, Erik; Sortkjær, Ole; Andersen, Per; Rasmussen, Michael Bo

Udførende institution(er):

Fyns Amtskommune; Danmarks Miljøundersøgelser. Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi; Danmarks Miljøundersøgelser. Afdeling for Ferskvandsøkologi; Bio/consult as

Resumé:

Udviklingen i fytoplanktonet, undervandsvegetationen, den pelagiske fauna og bundfaunaen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord er studeret med baggrund i en kraftig reduktion af næringsstoftilførslen i 1990. Der skete ingen udvikling i 1990-92, der kan relateres til den reducerede næringsstoftilførsel, primært som følge af den interne belastning fra en pulje af næringsstoffer i sedimentet. En kraftig, intern belastning i 1992 var årsag til masseopblomstring af kiselalger og blågrønalger samt henfald af trådalgemætterne.

Emneord:

næringsstoffer; plankton; vandplanter; bunddyr; alger;
Kerteminde Fjord; Kertinge Nor; klorofyl A CAS 479-61-8

ISBN: 87-7810-197-2

ISSN:

Pris (inkl. 25 % moms): 125,- kr.

Format: A4

Sideantal: 132 s.

Md./år for redaktionens afslutning: april 1994

Oplag: 400

Andre oplysninger:

Rapport fra koordinationsgruppen for stofomsætningen og transporten i kystvandene, herunder belastningernes effekt på samme. Hører sammen med: Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord (Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 43), og: Filtratorer, planktondynamik og biologisk struktur i Kertinge Nor (Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 45)

Tryk: Luna-Tryk ApS, København

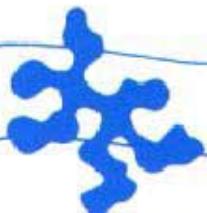
Trykt på 100% genbrugspapir **Cyclus Print**

Rapporter fra Hav90 forskningsprogrammet:

- Nr. 1 : Analyse af iltsænkning i Kattegat, Bælthavet og V. Østersø
- Nr. 2 : Danmarks vindklima fra 1870 til nutiden
- Nr. 3 : Hydrografiske forhold i det sydlige Kattegat
- Nr. 4 : Kystnær omfordeling af sediment og næringssalte
- Nr. 5 : Bestemmelse af phytoplanktonets totale stofproduktion
- Nr. 6 : Den Jyske Kyststrøm
- Nr. 7 : Skagerrak-frontens dynamik
- Nr. 8 : Bornholmer Dybets hydrografi
- Nr. 9 : Modelsystem for fjorde og bugter
- Nr. 10 : Planktodynamik og stofomsætning i Kattegat
- Nr. 11 : Plankton i de indre danske farvande
- Nr. 12 : Effekter af iltsvind og tungmetaller på marine bunddyr
- Nr. 13 : Nedbørforhold over Kattegat
- Nr. 14 : Partikulære næringsstoffluxe i Vejle Fjord og Århus Bugt
- Nr. 15 : Havbundens svovl-, jern- og mangankredsløb i Århus Bugt
- Nr. 16 : Havbundens kvælstofomsætning i Århus Bugt
- Nr. 17 : Fosfor omsætning i sedimentet i Århus Bugt
- Nr. 18 : Sedimentation og resuspension i Århus Bugt
- Nr. 19 : Emission af NH_3 , NO_x , SO_2 og NMVOC til atmosfæren i Danmark
- Nr. 20 : Analyse af hydrografiske data fra det sydlige Kattegat
- Nr. 21 : Vind, turbulens og grænselagshøjde over Kattegat
- Nr. 22 : Trådalger i Det Sydfynske Øhav
- Nr. 23 : Dynamik og kompleksitet i Århus Bugt
- Nr. 24 : Beskrivelse af atmosfæresekemiske processer
- Nr. 25 : Præsentationer ved det 7. danske havforskermøde
- Nr. 26 : Processer for våddeposition
- Nr. 27 : Bundfaunaens betydning for bællevende fisk i det sydlige Kattegat
- Nr. 28 : Giftige alger i danske farvande
- Nr. 29 : Kvælstofreduktioners effekt på iltforhold i indre danske farvande
- Nr. 30 : Fytoplankton- og makrofytdvikling i danske kystområder
- Nr. 31 : Blandingsenergi fra strøm og vind i Storebælt
- Nr. 32 : Blandingsmekanismer i kystnære farvande
- Nr. 33 : Planktodynamik omkring springlaget i Kattegat
- Nr. 34 : Effekter af springlagsopblomstring på benthos
- Nr. 35 : Processer for tørdeposition
- Nr. 36 : Redoxbalancen og mineraliseringens temperaturafhængighed i Århus Bugt
- Nr. 37 : Atmosfærisk tilførsel af kvælstofforbindelser til Kattegat
- Nr. 38 : Sedimentationsprocesser i et kystvandssystem
- Nr. 39 : Hydrografi og stoftransport i Århus Bugt
- Nr. 40 : Biotilgængelighed af kvælstof og fosfor
- Nr. 41 : Vækst- og næringsstofdynamik hos marine planter
- Nr. 42 : Satellitbilleder af danske havområder
- Nr. 43 : Stoftransport og stofomsætning i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord
- Nr. 44 : Kertinge Nor/Kerteminde Fjord – status og udvikling

Kertinge Nor/Kerteminde Fjord – status og udvikling

Udviklingen i fytoplanktonet, undervandsvegetationen, den pelagiske fauna og bundfaunaen i Kertinge Nor/Kerteminde Fjord er studeret med baggrund i en kraftig reduktion af næringsstoftilførslen i 1990. Der skete ingen udvikling i 1990-92, der kan relateres til den reducerede næringsstoftilførsel, primært som følge af den interne belastning fra en pulje af næringsstoffer i sedimentet. En kraftig, intern belastning i 1992 var årsag til masseopblomstring af kiselalger og blågrønalger samt henfald af trådalgemætterne.



Pris kr. 125.- inkl. 25% moms

ISBN nr. 87-7810-197-2

Miljøministeriet **Miljøstyrelsen**
Strandgade 29 · 1401 København K · Tlf 32 66 01 00