



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord

Vandrammedirektiv – projekt, Fase II

Faglig rapport fra DMU, nr. 390



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord

Vandrammedirektiv – projekt, Fase II

*Faglig rapport fra DMU, nr. 390
2002*

*Kurt Nielsen
Dorte Krause-Jensen
Afdeling for Sø-og Fjordøkologi*

*Bent Sømod
Christina Ellegaard
Århus Amt*

Datablad

Titel:	Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord.
Undertitel:	Vandrammedirektiv-projekt, Fase II
Forfattere:	Kurt Nielsen ¹ , Bent Sømod ² , Christina Ellegaard ² , Dorte Krause-Jensen ¹
Afdelinger:	¹ DMU, Afd. For Sø- og Fjordøkologi ² Århus Amt
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 390
Udgiver:	Miljøministeriet
URL:	www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Februar 2002
Faglig kommentering: Layout og korrektur:	Nanna Rask, Fyns Amt Pia Nygaard Christensen
Bedes citeret:	Nielsen, K., Sømod, B., Ellegaard, C., Krause-Jensen, D. 2002. Metoder til at vurdere referencetilstanden i kystvande – eksempel fra Randers Fjord. Vandrammedirektiv-projekt, Fase II. Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s. Faglig rapport fra DMU nr. 390. http://faglige-rapporter.dmu.dk
Sammenfatning:	<p>Rapporten indeholder en analyse af metoder til at fastsætte referencetilstanden i kystvande i henhold til vandrammedirektivet. Randers Fjord er anvendt som eksempel da der både findes både omfattende historiske data og modeller for fjorden.</p> <p>Undersøgelserne viser, at de gamle data fra 1915-17 er værdifulde til at beskrive og dokumentere de økologiske ændringer i Randers Fjord. Biologiske kvalitetselementer er meget anvendelige til at beskrive ændringer i fjordens tilstand. Men det er imidlertid ikke muligt at kvantificere sammenhænge mellem artssammensætning af fytoplankton, vandplanter og bunddyr og tilførslen af næringsstoffer fra oplandet således som det er forudsat i vandrammedirektivet.</p> <p>Der findes desværre ikke tilsvarende historiske data fra de fleste andre danske og europæiske kystvande. Derfor må man i stor udstrækning fastlægge referencetilstanden i danske kystvande ud fra modelberegninger suppleret med kvalitativt information om artssammensætning og biologisk struktur.</p> <p>Tre forskellige typer modeller af forskellig kompleksitet er anvendt. Modellerne sætter os i stand til at beregne sammenhængen mellem tilførslen af næringsstoffer fra oplandet og koncentrationen af total kvælstof, total fosfor, klorofyl <i>a</i> og Secchidybde i fjorden. Referencetilstanden kan beregnes for fytoplankton (klorofyl <i>a</i>), dybdegrænsen af ålegræs samt i nogen udstrækning også for biomassen af bunddyr. Resultaterne viser at der generelt er størst sammenhæng mellem de målte værdier og modelberegninger med den mest komplekse model, men også de simple og mindre ressourcekrævende modeller er anvendelige.</p>
Frie emneord:	Vandrammedirektiv, referencetilstand, Randers Fjord
ISBN:	87-7772-664-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	45
Finansiering:	Miljøstyrelsen
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://faglige-rapporter.dmu.dk

Indholdsfortegnelse

Forord	5
1 Sammenfatning	7
2 Referencetilstand	11
3 Relevante kvalitetselementer	13
4 Randers Fjord	15
5 Vurdering af referencetilstand ud fra historiske data	17
5.1 Fytoplankton	17
5.2 Makrovegetation	19
5.3 Bundfauna	21
6 Vurdering af referencetilstand ved anvendelse af modeller	25
6.1 Modeller af forskellig kompleksitet	25
6.2 Modellering af kvælstofkoncentrationer	26
6.3 Modellering af fosforkoncentrationer	27
6.4 Modellering af klorofyl <i>a</i> koncentrationer, sigtdybde, ålegræssets dybdegrænse og bundfauna biomasse	29
7 Er det muligt at opnå ”god økologisk tilstand” i Randers Fjord ?	31
8 Konklusion	33
9 Referencer	35
Bilag	39

[Tom side]

Forord

Denne rapport er et led i udviklingsarbejdet som er en forudsætning for at implementere vandrammedirektivet (EU's Direktiv om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger 2000/60/EF) i marine områder i Danmark. Rapporten bygger på udviklingsarbejdet vedrørende typeinddeling og indikatorer som blev afsluttet i 2001.

Miljøstyrelsen nedsatte i efteråret 2001 en styringsgruppe for projektet bestående af Henning Karup, Jens Brøgger Jensen, Steen Pedersen (Miljøstyrelsen), Stig Helmig (Skov- og Naturstyrelsen), Nanna Rask (Fyns Amt), Jesper Andersen og Kurt Nielsen (Danmarks Miljøundersøgelser). Nanna Rask har været Amtsrådsforeningens repræsentant.

Rapporten er lavet i samarbejde med Århus Amt. Kolleger i styringsgruppen, amter og Danmarks Miljøundersøgelser takkes for konstruktiv kritik under projektet.

Rapportens anbefalinger og konklusioner vil indgå i det fortsatte udviklingsarbejde som foregår såvel nationalt som i EU-regi. Rapporten kan derfor ikke betragtes som et udkast til en fremtidig vejledning for planlægning af vandkvaliteten i marine områder.

[Tom side]

1 Sammenfatning

Analyse af data fra Randers Fjord viser muligheder og begrænsninger ved at anvende to helt forskellige angrebsvinkler til at fastlægge referencetilstanden nemlig historiske data og modellering.

De omfattende historiske data fra 1915-17 er anvendt som udgangspunkt for at vurdere referencetilstanden i Randers Fjord da forureningspåvirkningen på dette tidspunkt var begrænset sammenlignet med nu. Analysen viser at nogle kvalitetselementer (indikatorer) som dybdegrænse af ålegræs, artsantal af blomsterplanter og artssammensætning af bunddyr er anvendelige til at beskrive ændringer i fjordens biologiske tilstand, mens historiske og aktuelle data for planteplanktons artssammensætning ikke kan sammenlignes pga. metodiske forskelle. De gamle data fra 1915-17 er værdifulde til at beskrive de økologiske ændringer i Randers Fjord, men der findes desværre ikke tilsvarende historiske data fra de fleste andre danske og europæiske kystvande. Derfor må man i stor udstrækning fastlægge referencetilstanden ud fra modelberegning.

Tre forskellige modeller er anvendt til at kvantificere sammenhængen mellem tilførslen af næringsstoffer og den økologiske tilstand i Randers Fjord. Tilførslen af næringsstoffer for referencetilstanden er beregnet på baggrund af målinger fra mindre oplande uden landbrug og bebyggelse. De anvendte modeller har forskellig kompleksitet og omfatter simple fortyndingsberegninger, en statistisk Grey box model og en hydrodynamisk model (MIKE12).

Modelberegningerne viser at der er størst afvigelse mellem de målte værdier og modelberegninger for den mest simple model, mens variationen generelt er mindre for den hydrodynamiske model. Modellerne sætter os i stand til at beregne sammenhængen mellem tilførslen af næringsstoffer fra oplandet og koncentrationen af total kvælstof, total fosfor, klorofyl *a* og Secchidybde i fjorden. Referencetilstanden kan beregnes for fytoplankton (klorofyl *a*), dybdegrænsen af ålegræs samt i nogen udstrækning også for biomassen af bunddyr. Også de simple og mindre ressourcekrævende modeller er anvendelige.

Det er imidlertid endnu ikke muligt at kvantificere sammenhænge mellem artssammensætning af fytoplankton, vandplanter og bunddyr og tilførslen af næringsstoffer fra oplandet således som det er forudsat i vandrammedirektivet. Årsagen er at der ikke på nuværende tidspunkt findes tilstrækkelig biologisk viden om de enkelte arters forekomst i relation til eutrofiering. Derfor må man på nuværende tidspunkt primært basere vurderingen af økologisk kvalitet i kystområdet på biomassen af fytoplankton (klorofyl *a*) og dybdegrænsen af ålegræs. Vurderingen bør suppleres med mulige kvantitative eller kvalitative oplysninger om ændringer af vandplanter og bunddyrs forekomst.

Et modelscenarium for Randers Fjord viser at den fremtidige miljøtilstand vil afvige markant fra referencetilstanden hvis man tager udgangspunkt i den nuværende befolkning og landbrugsdrift i oplandet. Det er derfor ikke realistisk at forvente at Randers Fjord kan opfylde god økologisk kvalitet. Randers Fjord eller dele af fjorden er stærkt modificeret.

1 Indledning og formål

Denne rapport omhandler første del af vandrammedirektivprojektets fase II, som er en analyse af egnede metoder til at fastlægge referencetilstand for danske marine områder. Da der ikke findes kystvande i Danmark, som er uforurenede og dermed kan anvendes som reference for forurenede kystvande, må andre metoder tages i brug.

Grundet projektets begrænsede ressourcer har det ikke været muligt at foretage en tværgående analyse af relevante data for flere forskellige kystområder. Vi har derfor valgt at arbejde med Randers Fjord som eksempel da eksisterende data giver mulighed for at anvende flere forskellige metoder i dette område.

Projektet omfatter analyse af historiske data som den ene angrebsvinkel og modeller som den anden angrebsvinkel til at fastlægge referencetilstand. Vandrammedirektivet forudætter at sammenhænge mellem økologisk kvalitet i fjorden og tilførsel af næringsstoffer kan beskrives kvantitativt. Det er derfor helt centralt at metoderne sikrer en kobling mellem opland og fjord.

Projektets Fase II indeholder også eksempler på klassifikation af økologisk tilstand foretaget ud fra ålegræs. Derudover analyseres variationsbredden af tungmetaller og miljøfremmede stoffer (klorede organiske forbindelser i muslinger). Disse elementer vil blive behandlet i en separat rapport.

Projektets Fase III omfatter udpeging af parametre og målemetoder til overvågning samt opstilling af et niveaudelt overvågningsprogram. Fase III forventes igangsat i 2002 og afsluttes i 2003.

[Tom side]

2 Referencetilstand

Implementeringen af vandrammedirektivet kræver at der udvikles og testes metoder til at fastlægge referencetilstand, kriterier for at fastlægge klasser for økologisk tilstand og koblingen mellem økologisk tilstand og belastning fra oplandet (1).

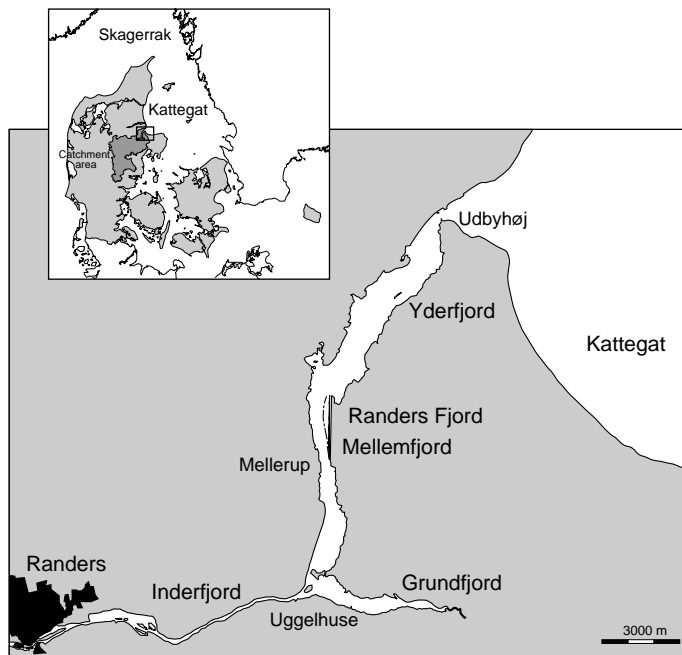
I stærkt modificerede eller kunstige vandområder vil det ikke være muligt at nå en god økologisk tilstand, og målet er her at nå "godt økologisk potentiale" der beskrives som en tilstand der kun er svagt ændret i forhold til "maksimalt økologisk potentiale" som følge af menneskeskabte fysiske ændringer.

Referencetilstanden svarende til "høj økologisk kvalitet" skal modsvare naturtilstanden eller en tilstand beskrevet som kun ubetydeligt ændret som følge af menneskelige aktiviteter.

I 2015 skal de enkelte vandområder altså opfylde høj eller god økologisk tilstand med mindre der er tale om stærkt modificerede eller kunstige vandområder. Hvis der ikke allerede er god økologisk tilstand i et vandområde, skal der udarbejdes et indsatsprogram der identificerer de nødvendige reduktioner i belastningen. Derfor er en klassifikation af høj, god, moderat, ringe eller dårlig økologisk tilstand i forhold til referencetilstanden essentiel for en fremtidig planlægning og udvikling af administrative strategier for miljøkvaliteten i overflade- og grundvand.

I de fleste europæiske kystområder kan referencetilstanden for høj eller god økologisk tilstand ikke på nuværende tidspunkt fastlægges på baggrund af målinger i eksisterende kystområder. I danske kystområder er koncentrationen af næringsstoffer fx mere end fordoblet i forhold til koncentrationerne under forhold upåvirkede af menneskelige aktiviteter (2). Derfor må referencetilstanden i stedet fastlægges ved hjælp af historiske data eller ved at anvende økologisk modellering. I det følgende præsenteres muligheder og begrænsninger for at identificere referencetilstand for vandrammedirektivets kvalitetslementer ud fra historiske data og/eller økologisk modellering.

Det østjyske fjordområde Randers Fjord (Figur 1) blev valgt som eksempel da det her er muligt at anvende både den historiske og den modelbaserede tilgang til beskrivelse af referencetilstande. Sammenlignet med de fleste andre fjordområder i Danmark findes der for Randers Fjord omfattende historiske data fra de sidste 100 år. Disse data giver omfattende informationer om referencetilstanden for flora og fauna. Effekten af reduktioner i tilførslen af næringsstoffer på tilstanden i Randers Fjord er modelleret vha. modeller af varierende kompleksitet. Modellerne benyttes til at beregne referencetilstand samt hvilke reduktioner i belastningen der er nødvendige for at opnå den målsatte økologiske tilstand.



Figur 1. Kort over Randers Fjord og opland.

3 Relevante kvalitetselementer

Både fysiske, kemiske og biologiske kvalitetselementer kan anvendes til at kvantificere den økologiske tilstand i marine områder (Tabel 1). I relation til vandrammedirektivets definitioner skal et anvendeligt kvalitetselement respondere på menneskelige påvirkninger, generelt være tilgængeligt i kystområderne, være velbeskrevet i statistisk sammenhæng, have en kendt referencetilstand, være kosteffektiv og være let at formidle til offentligheden. Marine kvalitetselementer anvendt til at beskrive miljøtilstanden i forbindelse med vandkvalitetsplanlægningen i amternes regionplaner er vurderet på baggrund af disse kriterier (3). Den maksimale dybdegrænse for ålegræs, biomassen af bentiske filtratorer og koncentrationen af klorofyl *a* var de marine kvalitetselementer der fik den højeste prioritet som potentielle kvalitetselementer til vandrammedirektivet ud fra ovenstående vurderingskriterier. Koncentrationen af næringsstoffer i vandmasserne, sigtdybden, frekvensen af iltkoncentrationer under 2 mg O₂ l⁻¹ eller 4 mg O₂ l⁻¹, salinitet, koncentrationen af *E. coli*, koncentrationen af miljøfarlige stoffer i biota og sediment, og tilførslen af kvælstof og fosfor fra oplandet blev også vurderet som potentielle kvalitetselementer til vandrammedirektivets implementering i danske kystvande (3).

Tabel 1. Oversigt over vandrammedirektivets kvalitetselementer for kystvande.

Kystvande	Kvalitetselement
Biologiske elementer	Fytoplanktons sammensætning, tæthed og biomasse Anden akvatisk floras sammensætning og tæthed Den bentiske invertebratfaunas sammensætning og tæthed
Hydromorfologiske elementer, der understøtter de biologiske elementer	Morfologiske forhold <ul style="list-style-type: none"> - dybdevariation - bundforhold (struktur og substrat) - tidevandszonens struktur Tidevandsregime <ul style="list-style-type: none"> - de dominerende strømmes retning - bølgeeksponering
Kemiske og fysisk-kemiske elementer, der understøtter biologiske elementer	Generelt <ul style="list-style-type: none"> - sigtdybde - termiske forhold - iltforhold - salinitet - næringsstofforhold Specifikke forurenende stoffer <ul style="list-style-type: none"> - forurening med alle prioriterede stoffer, som det er blevet påvist udledes i vandområdet - forurening med andre stoffer, som det er blevet påvist udledes i signifikante mængder i vandområdet

[Tom side]

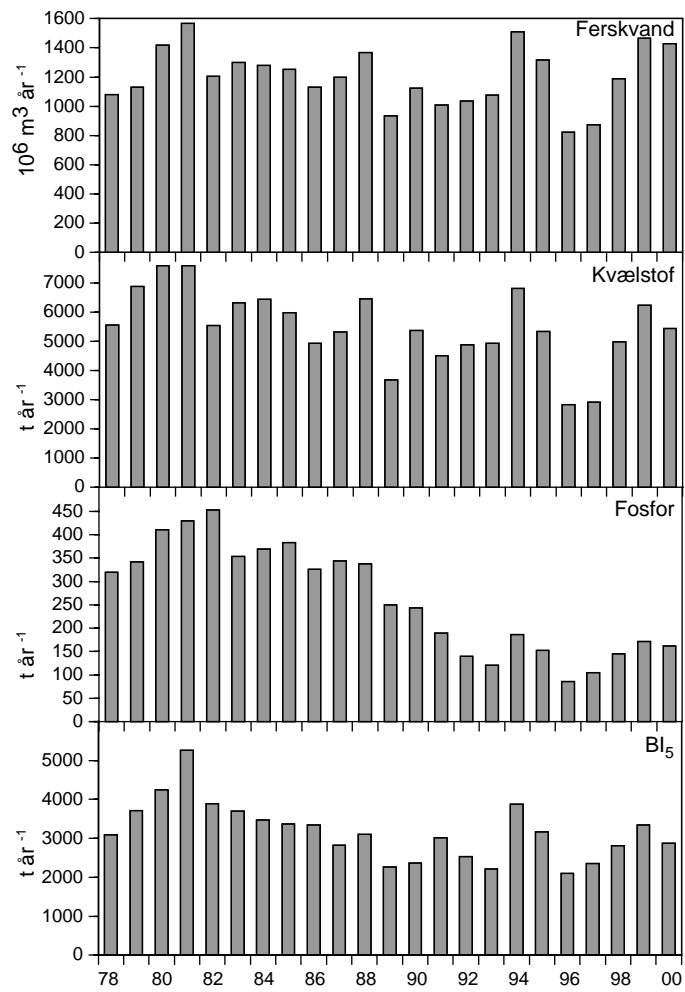
4 Randers Fjord

Randers Fjord er en 27 km lang lavvandet østjysk fjord med munding ud til det vestlige Kattegat i Hevring Bugt (Figur 1). Ferskvand fra Gudenåen og Alling Å strømmer til den indre del af fjorden og skaber en kraftig horisontal gradient i saliniteten ud gennem fjorden. Den gennemsnitlige salinitet varierer fra omkring 0 ‰ i inderfjorden til omkring 18 ‰ i munden. Denne store variation i saliniteten påvirker forekomsten af arter af fytoplankton, makrovegetation og bundfauna ud gennem fjordsystemet. Ferskvandsarter af bundplanter og -dyr forekommer i inderfjorden, brakvandsarter forekommer i den centrale del og marine arter i den yderste del af fjorden. Fordeelingen af arter af fytoplankton i fjordens vandmasser er mere kompleks at beskrive, men følger det samme overordnede mønster (4).

I løbet af de sidste 150 år er der sket betydelige fysiske modifikationer af Randers Fjord af hensyn til besejlingen af fjorden. Sejlrenden i fjorden er gradvist uddybet fra 2,5 m i 1850 til 7 m i 1932. Dette har formentlig haft en betydelig effekt på vandskiftet i fjorden. Landvindingen op gennem det sidste århundrede har haft en betydelig effekt på fjordens udstrækning og dermed på fjordens hydraulik. Vådområderne, der oprindeligt omkransede fjorden, blev afskåret fra den naturlige hydrauliske sammenhæng med fjorden ved konstruktionen af diger og pumpestationer fra omkring 1918 og frem til 1967 (4).

Vandmasserne i den dybe sejlrende er normalt lagdelte og der er også observeret lagdeling i de lavvandede dele af fjorden hvor vanddybden generelt er mindre end 2 m (5). Som følge af den store tilførsel af organisk stof fra specielt Gudenåen opstår der næsten årligt iltsvind i de dybere dele af inderfjorden hvorimod den hurtige udskiftning af bundvandet i yderfjorden forhindrer iltsvind (4).

Indsatsen mod eutrofieringen i oplandet til Randers Fjord startede allerede i løbet af 1970'erne. Den første indsats sigtede på at reducere tilførslerne af organisk stof fra renseanlæg og dambrug for at forbedre miljøtilstanden i vandløbene. Efterfølgende blev renseanlæggene udbygget med fosforfjernelse for at mindske tilførslerne til søer og kystvande og op gennem 1990'erne blev renseanlæggene yderligere udbygget med kvælstoffjernelse. Som en følge af den omfattende udbygning af spildevandsrensningen er den diffuse afstrømning af næringsstoffer fra det 3260 km² store opland (64 % opdyrket) blevet den dominerende kilde til eutrofiering af fjorden. Selv om indsatsen for reduktioner i næringsstofftilførslerne indledtes allerede i 1970'erne er kun tilførslerne af fosfor faldet signifikant med omkring 75 % fra 1974 og frem til 1997. Derimod er tilførslerne af kvælstof kun faldet svagt da der ikke er sket nogen væsentlige reduktioner i den diffuse afstrømning fra dyrkede arealer (Figur 2). De mere end 70 søer i oplandet forsinker responsen på reduktionerne i fosfortilførslerne, da der frigives fosfor i forbindelse med iltsvind i søernes sedimenter (6, 7).



Figur 2. Årlig tilførsel af ferskvand, kvælstof, fosfor og organisk stof (BI₅) til Randers Fjord 1978 – 2000. Overvågningsdata fra Århus Amt (10).

5 Vurdering af referencetilstand ud fra historiske data

5.1 Fytoplankton

Der findes undersøgelser af artssammensætningen i fytoplanktonpopulationen i Randers Fjord fra 1915–1916, 1979–1980 og fra 1994. Data fra 1915–1916 viste at inderfjorden og den centrale del af fjorden var domineret af ferskvandsarter, mens yderfjorden oftest var domineret af brakvands- og marine arter bortset fra i de situationer hvor stor ferskvandsafstrømning betød at også yderfjorden var domineret af ferskvandsarter (Tabel 2) (8, 9, Hansen, P.J. og Nielsen, T.G. upubl.). Artssammensætningen i fytoplanktonpopulationen var meget variabel som følge af den dynamiske udskiftning af vandmasserne i fjorden, hvor opholdstiden for ferskvand kun er 3–8 dage (5). Som følge af den store variabilitet i data er det vanskeligt at dokumentere forskelle mellem de semi-kvantitative data fra 1915–1916 og de kvantitative data fra 1994. Forskelle i prøvetagningsmetoder og niveau for taksonomisk identifikation komplicerer yderligere en direkte sammenligning mellem data fra 1915–1916 og 1994.

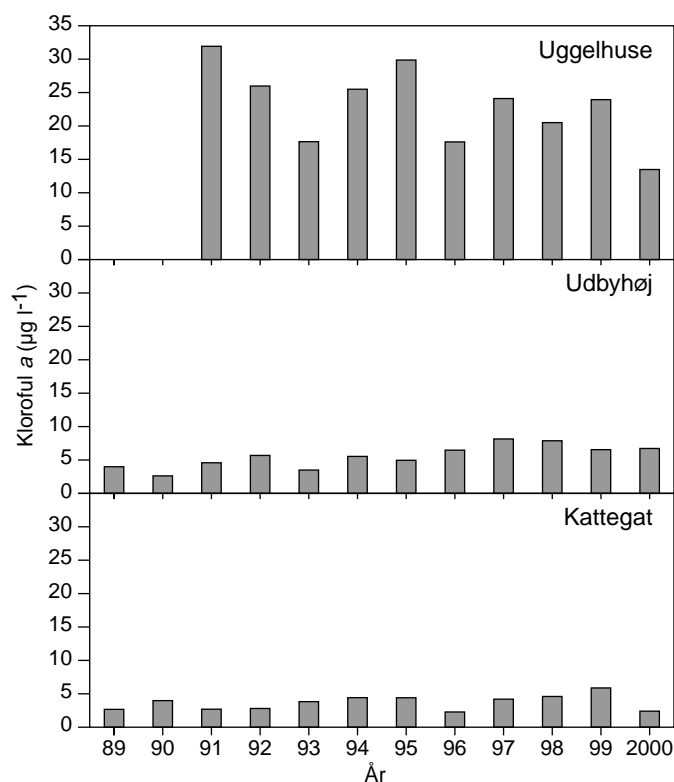
Målinger af fytoplanktonbiomassen som koncentrationer af klorofyl *a* findes fra 1989–2000, men der er ingen historiske data tilgængelige. Det tilgængelige datamateriale viser en tydelig rumlig gradient i klorofyl *a*-koncentrationerne ud gennem fjorden. Koncentrationerne er højest i inderfjorden og falder ud mod munden (Figur 3). Faldet i koncentrationen af klorofyl *a* ud gennem fjorden følges af en stigning i sigtdybden. Gradienten afspejler de faldende næringsstofkoncentrationer ud gennem fjorden som følge af at det næringsstoffrige ferskvands oplandes med næringsstoffattigt havvand.

Klorofyl *a*-koncentrationerne er ikke ændret i perioden 1989–2000 hverken i Randers Fjord eller i Kattegat. Den stigning i klorofyl *a*-koncentrationen fra 1996–2000, der er fundet i yderfjorden, skyldes en øget frekvens af prøvetagninger i perioder med høj ferskvandsafstrømning (Figur 3). Indtil videre ser det således ikke ud til at fytoplanktonbiomassen har responderet på de signifikante reduktioner i fosfortilførslerne over de sidste 20 år fra omkring 400 t P år⁻¹ i 1980 til 200 t år⁻¹ i 2000. Dette på trods af at både kvælstof og fosfor potentielt kan være begrænsende for primærproduktionen i korte perioder (10). Da fytoplankton biomassen ikke blev målt i forbindelse med undersøgelserne i 1915 kan referencesituationen kun estimeres ved hjælp af modellering.

Tabel 1. Gennemsnitlig tæthed af fytoplanktonarter registreret semikvantitativt på en skala fra 1-5 i august 1915 og juni 1916 (efter 12).

Station	Randers	Uggelhuse	Mellerup	Udbyhøj
Salinitet ‰	0	1,5	5,3	17
Blågrøn alger				
<i>Anabauna spp.</i>	3	2	3	1
<i>Anabaena flos-aquae</i>	2	3	3	0
<i>Chroococcus imneticus</i>	2	2	1	0
<i>Coelosphaerium</i>	3	2	2	1
<i>Microcystis aeruginosa</i>	5	3	4	2
Dinoflagellater				
<i>Ceratium hirundinella</i>	3	3	0	0
<i>Ceratium spp.</i>	0	0	0	3
<i>Peridinium cinctum</i>	2	1	0	0
Diatomeer				
<i>Amphiprora alata</i>	0	2	2	1
<i>Asterionella formosa</i>	4	4	1	0
<i>Campylodiscus spp</i>	0	1	1	0
<i>Certaulina bergonii</i>	0	0	0	1
<i>Chaetoceras spp.</i>	0	0	0	2
<i>Cymatopleura sp. ura spp.</i>	2	1	0	0
<i>Diatoma elongata</i>	1	0	0	0
<i>Fragilariae spp.</i>	4	3	2	0
<i>Guinardia flaccida</i>	0	0	0	0
<i>Melosira borneri</i>	0	1	4	1
<i>Melosira granulata</i>	4	4	3	0
<i>Melosira Jürensii</i>	0	0	1	2
<i>Melosira varians</i>	2	2	1	0
<i>Rhizosolenia spp.</i>	0	0	0	1
<i>Stephanodiscus astraea</i>	3	2	1	0
Grøn alger				
<i>Coelastrum</i>	1	1	1	0
<i>Dictyophaerium pulchellum</i>	1	1	1	1
<i>Oocystis sp.</i>	1	1	1	0
<i>Eudorina elegans</i>	1	1	1	0
<i>Pediastrum spp.</i>	3	3	3	2
<i>Scenedesmus</i>	1	2	1	0

Et generelt problem ved at anvende fytoplankton som kvalitets-element i Randers Fjord er at ændringer i artssammensætning og tæthed ikke kan korreleres direkte til næringsstofkoncentrationer i vandmasserne og dermed med tilførslen af næringsstoffer fra oplandet. Dette er ellers en forudsætning for at anvende kvalitetselementer i forbindelse med implementeringen af vandrammedirektivet. Med det nuværende data- og vidensgrundlag er det kun muligt at anvende koncentrationen af klorofyl *a* som kvalitetselement ved implementering af vandrammedirektiver.



Figur 3. Gennemsnitlige koncentrationer af klorofyl a (1/3 – 31/10) på stationer i Randers Fjord (Uggelhuse, Udbyhøj) og i Kattegat (Hevring Bugt) 1989 – 2000.

5.2 Makrovegetation

Den bentiske makrovegetation i Randers Fjord består af tre hovedkomponenter: rodhæftede ferskvands- og brakvandsmakrofyter, ålegræs og makroalger. Optegnelser af artssammensætningen af ferskvands makrofyter findes så langt tilbage som 1915–1916 og 1954–1955 hvilket er før de mest dramatiske stigninger i eutrofieringen af kystområderne indtraf (8, 11). I 1990 blev der foretaget en undersøgelse (12) som er sammenlignelig med de tidligere undersøgelser. Antallet af arter af makrofyter i inderfjorden var faldet fra 14–15 arter i 1915–1916 og 1954–1955 til kun 4 arter i 1990 hvorimod der ikke var indtruffet større ændringer i Grund Fjord (Tabel 3).

Reduktionerne i artsrigdommen i inderfjorden kan forklares med de forringede lysforhold ved fjordbunden som følge af forøget tilførsel af suspenderet stof, tab af fysisk habitat som følge af inddigning og afvandingen fjorden og uddybningen af sejlrenden. Forringelsen af lysforholdene skyldes primært forøgede tilførsler af dødt suspenderet stof da fytoplankton udgør mindre end 10 % af det suspenderede stof (13). I store søer medfører mangel på makrofyter ofte vindinduceret resuspension og markant ringere sigtddybde (14, 15). De samme effekter er også fundet i nogle marine områder (16, 17, 18), men der findes ikke nogen dokumentation herfor fra Randers Fjord. Det organiske indhold i fjordbundens sedimenter er sandsynligvis steget som følge af eutrofieringen af fjorden og dette kan også have påvirket udbredelsen af rodhæftede makrofyter. En stigning i det organiske indhold kan destabilisere sedimentet og dermed makrofyternes mulighed for at forankre sig (19). Næringsstoffmangel kan også fore-

komme i sedimenter med et højt organisk indhold som følge af relativt lave næringsstofkoncentrationer (20).

I 1915–1916 var ålegræs den dominerende rodhæftede makrofyte i Randers Fjord og dækkede store områder. Udbredelsen af ålegræs i 1915–1916 kan bruges som reference og beskriver sandsynligvis udbredelsen under betingelser der kun afviger lidt fra naturlige ubørte forhold. Ålegræsset forsvandt under ålegræssygen i 1930'erne, men vendte delvist tilbage omkring 1954–1955 (11, 21). Undersøgelserne i 1990 viste at ålegræsset fandtes ned til 2 m dybde i den centrale del af Randers Fjord, ned til 3 m i den yderste del og ned til 5 m i Kattegat uden for munden af fjorden. Den vertikale udbredelse af ålegræs var positivt korreleret med sigtddybden og negativt korreleret med næringsstofkoncentrationerne i vandsøjlen (12).

Tabel 3. Liste over rodhæftede makrofyter fundet i Randers Fjord i 1915 – 1916 og i 1990 (17).

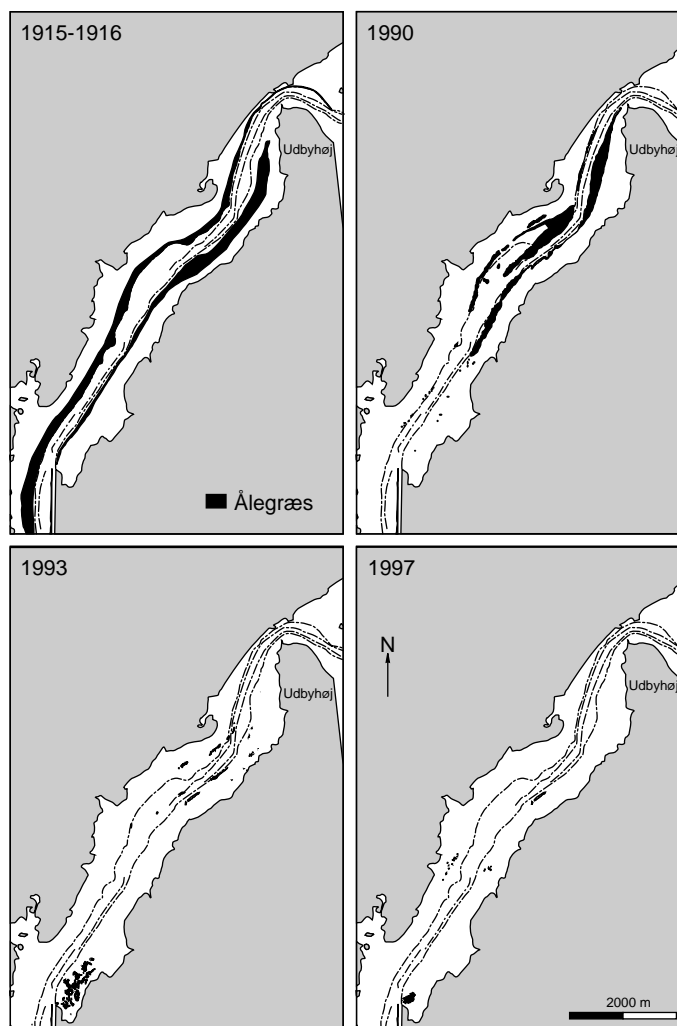
	Ved Gudenå (Inderfjorden)			Ved Allingå (Grund Fjord)		
	1915-1916	1954-1955	1990	1915-1916	1954-1955	1990
<i>Alisama gramineum</i>	x					
<i>Batrachium circinatum</i>				x		
<i>Callitriche hermaphroditica</i>	x	x				
<i>Callitriche spp.</i>						x
<i>Ceratophyllum demersum</i>		x		x	x	x
<i>Elodea canadensis</i>	x	x		x	x	x
<i>Myriophyllum spicatum</i>	x	x		x	x	
<i>Nuphar lutea</i>	x	x	x	x	x	x
<i>Nymphaea alba</i>	x	x		x	x	
<i>Potamogeton crispus</i>		x	x			x
<i>Potamogeton filiformis</i>						x
<i>Potamogeton friesii</i>	x	x			x	
<i>Potamogeton lucens</i>	x	x		x	x	
<i>Potamogeton natans</i>	x			x		
<i>Potamogeton obyusifolius</i>			x			
<i>Potamogeton pectinatus</i>	x	x		x	x	x
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	x	x	x	x	x	
<i>Potamogeton prailongus</i>				x		x
<i>Potamogeton pusillus</i>	x	x				x
<i>Potamogeton zosterifolius</i>	x	x			x	
<i>Sagittaria sagittifolia</i>	x			x	x	
<i>Zannichellia pedunculata</i>	x	x				
<i>Zannichellia palustris</i>						x
Totale antal arter	15	14	4	12	11	10

Ålegræsset forsvandt pludseligt fra det meste af fjorden i 1991–1992 sandsynligvis som følge af en kombination af generelt høje næringsstofkoncentrationer og ugunstige meteorologiske forhold der resulterede i iltsvind og frigivelse af svovlbrinte fra sedimentet. Ålegræs er sårbar over for forekomsten af svovlbrinte (22, 23) og høje temperaturer (24, 25). Ålegræsset er endnu ikke retableret i Randers Fjord (Figur 4).

De direkte og indirekte effekter af øget næringsstofftilførsel på den bentiske vegetation er godt beskrevet. En konceptuel model sammenfatter den selvforstærkende effekt af eutrofieringen via øget sedimenterosion, resuspension, vækst af mikroalger og hurtigtvoksende makroalger og øget bentisk respiration (26). Alle disse faktorer har negative effekter på rodhæftede makrofyter. Men der er begrænset viden om graden af og den tidlige skala for retableringen af bentisk vegetation som følge af reducerede næringsstofftilførsler. Som det er vist for søer (27) kan det meget vel være tilfældet at øget organisk

indhold i sedimentet kan fungere som en barriere for retableringen af rodhæftede makrofyter og bentisk fauna.

I øjeblikket er den vertikale (og horisontale) udbredelse af ålegræs det mest anvendelige kvalitetselement for makrofyter til at implementere vandrammedirektivet. I brakvandsområder kan antallet af makrofytarter sandsynligvis også vise sig at være et anvendeligt kvalitetselement.



Figur 4. Ålegræssets (*Zostera marina*) udbredelse i Randers Fjord i 1915, 1990, 1993 og 1997.

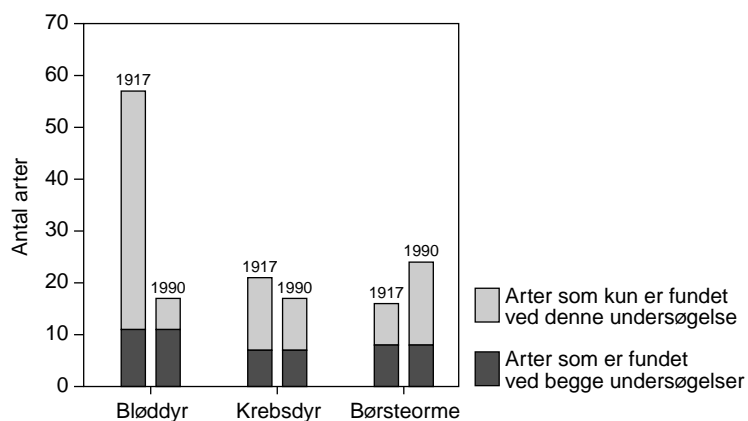
5.3 Bundfauna

De første kendte undersøgelser af bundfauna i Randers Fjord blev foretaget i 1915–1917 (28) og giver mulighed for at identificere en referencetilstand for nærmest uberørte forhold. Senere undersøgelser blev foretaget i 1974, 1983, 1990 og 1996, men da der er anvendt forskellige prøvetagningsmetoder er det kun muligt at foretage en kvantitativ sammenligninger med de historiske datasæt (4), bortset fra det sidste to undersøgelser (4). Undersøgelserne fra 1915–1917 og 1990 er i stedet sammenlignet kvalitativt (12).

Undersøgelserne i 1915–1917 blev foretaget med kvalitative metoder og havde til formål at samle så mange forskellige arter som muligt og at vurdere kvaliteten af bundfaunaen i fjorden som en fødekilde for fisk. De senere undersøgelser er dermed baseret på kvantitative undersøgelsesmetoder. En sammenligning af antallet og sammensætningen af arter ved undersøgelserne i 1915–1917 og undersøgelserne i 1990, viser betydelige forskelle. Det totale artsantal var væsentligt højere i 1915–1917 end i 1990 på trods af at den gamle undersøgelse var baseret på kvalitative indsamlingsmetoder (Figur 5). Diversiteten af bundfauna var dermed væsentligt højere under mindre eutrofierte forhold.

Adskillige arter af snegle (*Prosobranchia*), muslinger (*Bivalvia*) og krebsdyr (*Crustacea*) er forsvundet hvorimod artsantallet af børsteorm (*Polychaeta*) er steget. Reduktionen i artsantallet af snegle, muslinger og krebsdyr skyldes at arternes habitater er ødelagt som følge af eutrofiering og fysisk ændring af fjorden. Mange af de forsvundne arter var knyttet til de tidligere udbredte bestande af ålegræs og anden rodhæftet vegetation i fjorden. Den øgede tilførsel af organisk stof til fjordbunden har medført et fald i antallet af infauna-arter, sandsynligvis som følge af faldende iltkoncentrationer i sedimentet og et skifte i artssammensætningen til fordel for mere opportunistiske arter af små børsteorm som fx arter af familien *Spionidae*. Mange arter af snegle og krebsdyr er følsomme over for øget eutrofiering (29). Det øgede antal af børsteorm er sandsynligvis et artefakt, der afspejler, at de seneste undersøgelser anvender kvantitative indsamlingsmetoder og derfor medtager flere af de små arter (Figur 5). Disse kvalitative beskrivelser af ændringer i bundfaunaen som følge af øget eutrofiering kan dog desværre ikke på nuværende tidspunkt formuleres som kvantitative kvalitetselementer koblet til den menneskelige påvirkning af den økologiske tilstand.

Et alternativ til vurderinger baseret på individuelle arter er at bruge indeks baseret på bundfaunadata. Der er inden for de seneste år udviklet sådanne indeks for den nordlige del af den Mexicanske Golf (30) og Chesapeake Bay (31). Det indeks der er udviklet for Chesapeake Bay er baseret på 17 bundfaunaparametre som diversitet, produktivitet, artssammensætning, trofisk sammensætning og dybdefordeling af bundfauna i sedimentet (31). Dette indeks har en bemærkelsesværdig høj effektivitet på omkring 90 % for indplacering af nye datasæt fra Chesapeake Bay i korrekt eutrofieringskategori, men har desværre ikke så høj effektivitet når det gælder datasæt fra andre sammenlignelige marine områder (30). Det udviklede indeks fra den nordlige del af den Mexicanske Golf er mere simpelt og mere robust. Dette indeks er baseret på kun 5 bundfaunaparametre: artsdiversitet, den gennemsnitlige tæthed af *Tubificidae* (*Oligochaeta*), den procentuelle andel (af total tæthed) af *Capitellidae* (*Polychaeta*), den procentuelle andel (af total tæthed) af muslinger (*Bivalvia*) og den procentuelle andel (af total tæthed) af *Amphipoda* (*Crustacea*). Dette indeks har vist sig at være bredt anvendeligt i den Mexicanske Golf og en effektivitet for korrekt indplacering af nye datasæt på 75 % (30).



Figur 5. Antallet af arter af snegle og muslinger (*Mollusca*), marine ledorme (*Annelida*) og krebsdyr (*Crustacea*) i 1915-17 og 1990.

Artssammensætningen er den bedste indikator for bunddyr i Randers Fjord. Ingen indeks er på nuværende tidspunkt koblet kvantitativt til miljømæssige påvirkningsfaktorer som næringsstoffbelastning, belastning med organisk stof, iltvind, miljøfremmede stoffer eller fysiske forstyrrelser. Bundfaunaindeks kan vise sig at være anvendelige til implementeringen af vandrammedirektivet (32).

[Tom side]

6 Vurdering af referencetilstand ved anvendelse af modeller

6.1 Modeller af forskellig kompleksitet

Vi benyttede modeller af forskellig kompleksitet til at beregne 3 scenarier for Randers Fjord: 1) referencetilstand (upåvirket naturlig tilstand), 2) nuværende tilstand (1999) og 3) et scenario der antager, at målene i Vandmiljøplanen og Århus Amts Vandkvalitetsplan er opfyldt (Tabel 4).

Modelleringen af referencetilstand er en proces i to trin. Først anvendes estimerede næringsstofftilførsler under ”upåvirket naturlig tilstand” i oplandet til at beregne næringsstofkoncentrationer ud gennem fjorden (Bilag 1). Kvælstofkoncentrationer under upåvirket naturlig tilstand blev modelleret med tre forskellige metoder: en simpel fortyndingsberegning (Knudsens relation), en Grey Box model og en MIKE 12 model (Bilag 2). Dernæst blev responsen i de biologiske parametre som fytoplanktonbiomasse (klorofyl *a*) og vertikal dybdegrænse for ålegræs estimeret på basis af de forskellige modelberegninger kombineret med simple empiriske modeller (Bilag 3).

Tabel 4. Beskrivelse af de tre scenarier for næringsstofreduktioner anvendt som udgangspunkt for modelleringer.

Scenarier	Tilf. Konc. ferskvand	Tilf. Konc. havvand
Nuværende tilstand Data fra 1999.	Total kvælstof: 1500 – 5500 $\mu\text{g N l}^{-1}$	Total kvælstof: 200 – 1000 $\mu\text{g N l}^{-1}$
	Total fosfor: 75 – 150 $\mu\text{g P l}^{-1}$	Total fosfor: 15 – 30 $\mu\text{g P l}^{-1}$
Upåvirket naturlig tilstand Estimeret fra nuværende data for afstrømning af kvælstof og fosfor fra små oplande uden landbrugsdrift og spildevandsudledninger. Retentionen i søer er estimeret til at udgøre 40 %. Næringsstofkoncentrationer fra det åbne Skagerak repræsenterer tilstanden i Kattegat under upåvirket naturlig tilstand fordi den antropogene påvirkning af Skagerrak antages at være minimal. Tilførsel af organisk stof blev estimeret fra nuværende fytoplanktontilførsler reduceret med 70 %. Reduktionen i fytoplanktontilførsler blev estimeret ud fra reduktionerne i næringsstofftilførsler.	Total kvælstof: 600 $\mu\text{g N l}^{-1}$	Total kvælstof: 150 – 260 $\mu\text{g N l}^{-1}$
	Total fosfor: 30 $\mu\text{g P l}^{-1}$	Total fosfor: 10 – 30 $\mu\text{g P l}^{-1}$
Vandmiljø- og Vandkvalitetsplan Fosfortilførsel fra spildevand antages reduceret med 25 % og tilførslen fra ferskvand antages reduceret med 26 %, da ligevægtstilstand er indtruffet i søerne i oplandet. Kvælstof afstrømningen fra dyrkede arealer i oplandet antages reduceret med 50 % i forhold til den nuværende tilstand. Dette resulterer i en samlet reduktion på 35 % i tilførslerne af kvælstof til fjorden. Koncentrationerne af kvælstof i Kattegat antages reduceret med 18 % i forhold til nuværende tilstand. Dette er estimeret ud fra tilstanden i 1996, hvor afstrømningen af kvælstof til de indre danske farvande var omtrent halveret. De nuværende koncentrationer af fosfor er anvendt. Fytoplanktontilførsler fra ferskvand antages reduceret proportionalt med fosfortilførslerne, fordi fytoplanktonproduktionen i ferskvandssystemerne generelt er begrænset af fosfor. Reduktionen i fytoplanktontilførslerne var 26 %.	Total kvælstof: 1000 – 3500 $\mu\text{g N l}^{-1}$	Total kvælstof: 160 – 800 $\mu\text{g N l}^{-1}$
	Total fosfor: 50 – 150 $\mu\text{g P l}^{-1}$	Total fosfor: 15 – 30 $\mu\text{g P l}^{-1}$

6.2 Modellering af kvælstofkoncentrationer

Nuværende gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer gennem vækstsæsonen (1. marts–31. oktober) blev estimeret på basis af de tre modeller (Bilag 2) og sammenlignet med målte koncentrationer på fire forskellige stationer der repræsenterer den rumlige gradient ud gennem Randers Fjord. MIKE-modellen estimerede et gradvist fald i kvælstofkoncentrationen fra omkring 3 mg N l⁻¹ i den indre del af fjorden til 1,3 mg N l⁻¹ i munden af fjorden. Scenariet afspejler at den dominerende kilde til kvælstof i fjorden er ferskvandstilførslerne fra Gudenåen i den inderste del af fjorden. Nuværende kvælstofkoncentrationer modelleret på basis af MIKE- og Grey Boks-modellerne stemte godt overens med de målte koncentrationer (Figur 6A, Tabel 5). Koncentrationerne estimeret fra den simple fortyndingsmodel var højere end de målte koncentrationer da der ikke er inkluderet kvælstofretention i de simple beregninger.

MIKE-modellen estimerede at kvælstofkoncentrationer under upåvirket naturlig tilstand var reduceret signifikant i forhold til den nuværende tilstand fra 3 mg N l⁻¹ til 0,8 mg N l⁻¹ i den indre del af fjorden og fra 1,3 mg N l⁻¹ til 0,2 mg N l⁻¹ i munden af fjorden. Scenariet for upåvirket naturlig tilstand viste små afvigelser mellem MIKE-modellen, Grey Boks-modellen og fortyndingsmodellen bortset fra ved den yderste station i Randers Fjord (Figur 6A).

MIKE-modellens scenarie for implementering af Vandmiljøplanen viste en reduktion i kvælstofkoncentration fra omkring 3 mg N l⁻¹ til 1,9 mg N l⁻¹ i den indre del af fjorden og en reduktion fra 1,3 mg N l⁻¹ til 0,9 mg N l⁻¹ i munden af fjorden. Grey Boks-modellens beregninger stemte godt overens med MIKE-modellens hvorimod fortyndingsmodellen estimerede højere koncentrationer i såvel den indre som den ydre del af fjorden (Figur 6B).

Tabel 5. Estimer af gennemsnitlige koncentrationer i vækstsæsonen (1/3–31/10) af total kvælstof, total fosfor og klorofyl a i overfladevandet og af sigtdybde og vertikal dybdegrænse for ålegræssets udbredelse på fire stationer ud gennem Randers Fjord (Randers, Uggelhuse, Mellerup og Udbyhøj). Beregnet på grundlag af hydrodynamisk og statistisk modellering og ved anvendelsen af simple empiriske modeller. *Beregnet ved empirisk relation til næringsstofkoncentrationer i vækstsæsonen (1/3 – 31/10), (39).

Total Kvælstof (mg l ⁻¹)	Randers	Uggelhuse	Mellerup	Udbyhøj
Nuværende tilstand (1999)				
- Målt		2,3		1,3
- Fortyndingsberegning		3,2		1,7
- MIKE12 EU	3,0	2,5	2,1	1,3
- Grey Box		2,3		1,3
Upåvirket naturlig tilstand				
- Fortyndingsberegning		0,6		0,4
- MIKE12 EU	0,8	0,6	0,4	0,2
- Grey Box		0,4		0,2
Vandmiljøplaner				
- Fortyndingsberegning		2,0		1,1
- MIKE12 EU	1,9	1,6	1,3	0,9
- Grey Box		1,6		0,8

Total Fosfor (mg l⁻¹)	Randers	Uggeluse	Mellerup	Udbyhøj
Nuværende tilstand (1999)				
- Målt		0,10		0,07
- Fortyndingsberegning		0,11		0,06
- MIKE12 EU	0,20	0,14	0,10	0,07
Upåvirket naturlig tilstand				
- Fortyndingsberegning		0,03		0,02
- MIKE12 EU	0,05	0,04	0,03	0,03
Vandmiljøplaner				
- Fortyndingsberegning		0,09		0,05
- MIKE12 EU	0,12	0,10	0,07	0,05
Klorofyl a (ug l⁻¹)				
Nuværende tilstand (1999)				
- Målt		24		7
- MIKE12 EU	40	25	13	5
- Empiric modellering		23		13
Upåvirket naturlig tilstand				
- MIKE12 EU	12	9	5	3
- Empiric modellering	8	5	4	2
Vandmiljøplaner				
- MIKE12 EU	31	19	10	5
- Empiric modellering	22	18	10	9
Sigt dybde (m)				
Nuværende tilstand (1999)				
- Målt		1,6		2,5
- MIKE12 EU	1,5	1,8	2,3	3,0
Upåvirket naturlig tilstand				
- MIKE12 EU	3,7	4,1	4,8	5,5
Vandmiljøplaner				
- MIKE12 EU	1,9	2,2	2,7	3,3
Ålegræs vertikal dybdegrænse (m) *				
Nuværende tilstand (1999)				
- Målt			1,2	
- Fortyndingsberegning		0,9		1,5
- MIKE12 EU	1,0	1,1	1,3	1,8
- Grey Box		1,2		1,8
Upåvirket naturlig tilstand				
- Fortyndingsberegning		3,6		5,0
- MIKE12 EU	2,7	3,6	4,7	8,1
- Grey Box		4,4		7,4
Vandmiljøplaner				
- Fortyndingsberegning		1,4		2,1
- MIKE12 EU	1,4	1,6	1,9	2,6
- Grey Box		1,6		2,6

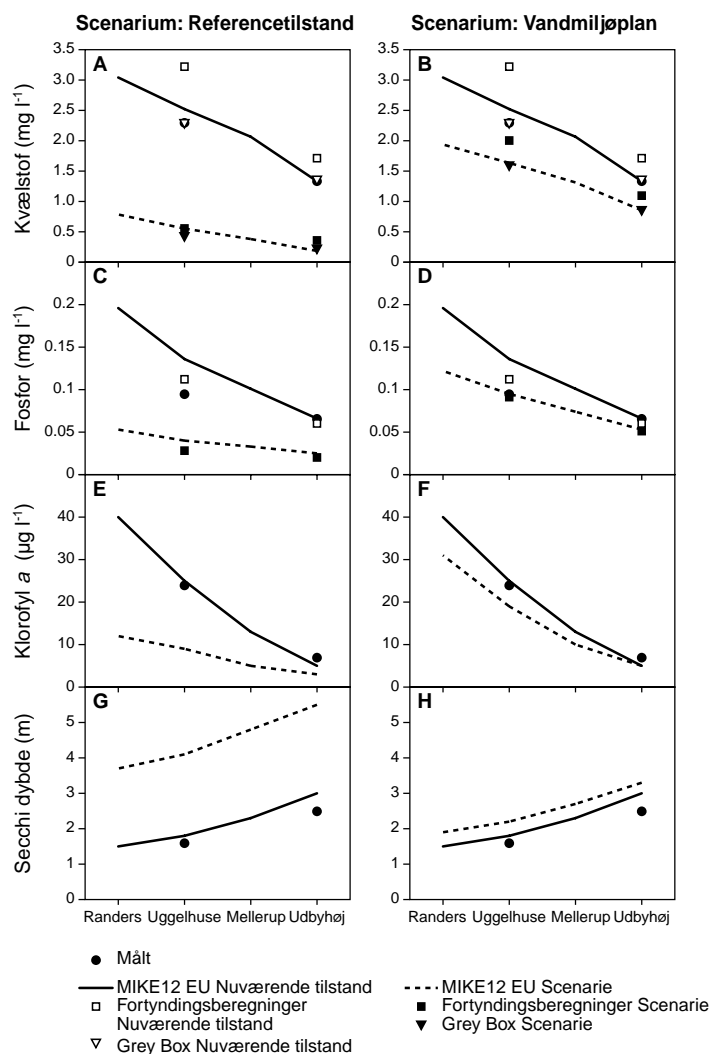
6.3 Modellering af fosforkoncentrationer

De nuværende fosforkoncentrationer blev estimeret på grundlag af MIKE-modellen og fortyndingsmodellen og sammenlignet med målte koncentrationer. MIKE-modellen estimerede en stejl horisontal gradient i de nuværende fosforkoncentrationer fra 0,2 mg P l⁻¹ i den indre del af fjorden til 0,07 mg P l⁻¹ på den yderste station i Randers Fjord (Figur 6C). I den indre del af fjorden var MIKE-modellens modellerede koncentrationer højere end de målte koncentrationer fordi modellen ikke er i stand til at beregne sedimentationen af partikulært bundet fosfor i den indre del af fjorden (5). Der blev ikke observeret nogen forskelle mellem MIKE-modellens estimater og målte koncen-

trationer på den yderste station i fjorden. Fortyndingsmodellens beregninger overestimerede koncentrationen i den indre del og viste god overensstemmelse med de målte koncentrationer på den yderste station.

MIKE-modellens estimer for en upåvirket naturlig tilstand viste at fosforkoncentrationerne faldt fra 0,2 mg P l⁻¹ til 0,05 mg P l⁻¹ på den indre station og fra 0,07 mg P l⁻¹ til 0,03 mg P l⁻¹ på den ydre station. Beregningerne foretaget med fortyndingsmodellen afveg ikke væsentligt fra MIKE-modellens estimer hverken for den indre eller den ydre station (Figur 6C).

MIKE-modellens scenarie for den danske vandmiljøplan viste ingen ændringer i fosforkoncentrationen i forhold til de målte nuværende koncentrationer (Figur 6D). Dette skyldes at MIKE-modellen ikke med den nuværende kalibrering er i stand til at beregne den betydelige sedimentation af partikulært bundet fosfor i den indre del af fjorden. Fortyndingsmodellen og MIKE-modellen viste ensartede estimer for såvel den indre som den ydre station (Figur 6D og Tabel 5).



Figur 6A-H. Koncentrationer af overfladevandets kvælstof, fosfor og klorofyl a og sigtdybde estimeret på stationer i Randers Fjord på basis af MIKE modellen, Grey Box modellen og simple empiriske modeller.

Vi kan konkludere at MIKE-modellens og Grey Box-modellens estimerede kvælstofkoncentrationer stemmer godt overens med de målte koncentrationer hvorimod fortyndingsmodellen, der ikke tager højde for kvælstofretentionen, overestimerer kvælstofkoncentrationens. Både MIKE-modellen og fortyndingsmodellen er ikke i stand til at estimere fosforkoncentrationen i den indre del af fjorden der er påvirket af en betydelig sedimentation af partikulært bundet fosfor som følge af flokkulation ved ferskvandets opblanding med salt fjordvand.

Vandmiljøplansscenariet viser at selv hvis vi opfylder målene i vandmiljøplanen og de amtslige planer vil vi kun opnå begrænsede fald i koncentrationerne af kvælstof og fosfor i den ydre del af Randers Fjord relativt. Næringsstofkoncentrationerne forbliver tæt på nuværende koncentrationer og signifikant over det beregnede koncentrationsniveau ved upåvirket naturlig tilstand.

6.4 Modellering af klorofyl a koncentrationer, sigtdybde, ålegræssets dybdegrænse og bundfauna biomasse

Klorofyl a-koncentrationer (gennemsnitlige) for vækstsæsonen (1. marts–31. oktober) blev modelleret på grundlag af både MIKE-modellen (Bilag 2) og på grundlag af den simple empiriske model (Bilag 3). I scenariet for den nuværende tilstand stemte MIKE-modellens estimerer fint overens med de målte værdier, mens den empiriske model gav store afvigelser fra de målte koncentrationer yderst i fjorden (Figur 6E, Tabel 5). MIKE-modellens scenarium for upåvirket naturlig tilstand viste en reduktion i koncentrationen af klorofyl a fra 40 µg klorofyl a l⁻¹ til 12 µg klorofyl a l⁻¹ på den indre station og fra 5 µg klorofyl a l⁻¹ til 2,5 µg klorofyl a l⁻¹ på den ydre station. Ved estimering af koncentrationsniveauet under upåvirket naturlig tilstand var der kun overensstemmelse mellem MIKE-modellen og den empiriske model i den ydre del af fjorden (Tabel 5). Ved scenariet for opfyldelse af Vandmiljøplanen estimerede MIKE-modellen, at koncentrationen vil falde fra 40 µg klorofyl a l⁻¹ til 30 µg klorofyl a l⁻¹ i den indre del, mens der ikke estimeres nogen reduktion i koncentrationen af klorofyl a i den ydre del af fjorden (Figur 6F).

Sigtdybden i Randers Fjord blev estimeret på basis af MIKE-modellen og sammenlignet med målte værdier. Modellens estimerer for de nuværende forhold viste en sigtdybde der var lidt større end de målte værdier (Figur 6G) da MIKE-modellen ikke med den nuværende kalibrering tager hensyn til resuspensionen af sediment. Resuspensionen af sediment reducerer sigtdybden betydeligt især i den lavvandede ydre del af Randers Fjord. Ved scenariet for upåvirket naturlig tilstand estimerede modellen en sigtdybde på 3,7 meter i den indre del og på 5,5 meter i den ydre del af fjorden (Figur 6G). Scenariet for opfyldelse af Vandmiljøplanen beregnet på basis af MIKE-modellen forudsagde en stigning i sigtdybden på omkring 0,5 meter i hele fjorden (Figur 6H).

Ålegræssets vertikale dybdeudbredelse afhænger af sigtdybden og kan beregnes enten på grundlag af MIKE-modelleringen eller på

grundlag af simple empiriske relationer mellem kvælstofkoncentrationen og sigtdybden (Bilag 3). Den empiriske relation er baseret på overvågningsdata fra de danske kystområder og kan anvendes til at estimere referencetilstanden samt til at estimere den kvælstofkoncentration, der er nødvendig for at kunne opnå en ønsket retablering af den vertikale dybdeudbredelse af ålegræs (39). Ved det nuværende niveau for kvælstofkoncentrationen estimerer den empiriske relation en vertikal dybdeudbredelse af ålegræs til 0,9–1,2 meter i den indre del og til 1,5–1,8 meter i den ydre del af Randers Fjord (Tabel 5). Den nuværende målte vertikale dybdeudbredelse af ålegræs i den ydre del af fjorden er 1,2 meter, mens der ikke findes ålegræs i den indre del af Randers Fjord. Ved upåvirket naturlig tilstand estimerer den empiriske relation en vertikal dybdeudbredelse af ålegræs på 3,6–4,4 meter i den indre del og 5,0–8,1 i den ydre del af Randers Fjord. Scenariet for opfyldelse af Vandmiljøplanen gav en forøgelse i den vertikale dybdeudbredelse af ålegræs på ca. 0,5 meter i såvel den indre som den ydre del af Randers Fjord (Tabel 5).

Ved anvendelsen af den empiriske relation mellem kvælstofkoncentration og sigtdybde til at estimere referencetilstand antages det at retableringen af den vertikale dybdeudbredelse af ålegræs kun afhænger af lysforholdene, som er korrelerede med fytoplanktonbiomassen og dermed med kvælstofkoncentrationen. Denne antagelse er kun delvist opfyldt i Randers Fjord da suspenderet stof er ansvarlig for omkring 90 % af lyssvækkelsen i den indre del af fjorden og da fytoplanktonbiomassen er reguleret af både kvælstof- og fosforkoncentrationen.

Biomassen af specifikke taksonomisk trofiske grupper af bundfauna som filtratorer er blevet foreslået som kvalitetselementer (3) og simple empiriske modelleringer har vist at kvælstoftilførslen til danske fjorde kan forklare op til 70 % af variationen i biomassen af bundfauna (40). Modellen estimerer biomassen af bundfauna på grundlag af den totale årlige tilførsel af kvælstof (Bilag 3). Modelberegninger viste at biomassen af bundfauna i 1915–1917 var omkring 70 g AFDW m⁻², mens den nuværende biomasse af bundfauna er estimeret til 18 g AFDW m⁻² (40). Overvågningsdata fra Randers Fjord har vist at biomassen af bundfauna var 79 g AFDW m⁻² i 1990 og 13 g AFDW m⁻² i 1996. Den store variation i biomassen af bundfauna skyldes betydelige ændringer i udbredelsen af dominerende arter som følge af den markante eutrofiering af fjorden og de naturlige store variationer i saliniteten (4). Biomassen af bundfauna forventes at stige og stabiliseres ved en reduceret belastning af fjorden som følge af forbedrede iltforhold (41). Resultaterne fra Randers Fjord indikerer et behov for yderligere studier af kvantitative sammenhænge mellem bundfauna og belastning.

Vi konkluderer at effekten af reduceret næringsstofbelastning på fytoplanktonbiomasse (klorofyl *a*), vertikal dybdeudbredelse af ålegræs og biomassen af bundfauna kan estimeres kvantitativt ved at anvende både avanceret numerisk modellering og simple empiriske modeller, og at disse parametre derfor er anvendelige til implementeringen af vandrammedirektivet i Danmark.

7 Er det muligt at opnå ”god økologisk tilstand” i Randers Fjord ?

Sammenligning mellem historiske og aktuelle data viser at den økologiske tilstand har ændret sig dramatisk i Randers Fjord op gennem det sidste århundrede som følge af den øgede eutrofiering af fjorden. Rodhæftede makrofyter er i meget stort omfang forsvundet og bundfaunaen har ændret sig.

Da oplandet er intensivt opdyrket vil kvælstoftilførslen også i fremtiden være højere end under upåvirket naturlig tilstand. I øjeblikket er kvælstofkoncentrationen kun potentielt begrænsende for primærproduktionen i meget korte perioder i den ydre del af fjorden, mens fosforkoncentrationen er potentielt begrænsende for primærproduktionen i korte perioder i både den indre del og den ydre del af fjorden (10). De store reduktioner i tilførslerne af fosfor i forhold til tilførslerne af kvælstof kunne forventes at medføre at fosfor får større betydning som vækstbegrænsende næringsstof, mens kvælstof får mindre betydning (2). Fjorden modtager stadig fosfor fra spildevandsrelaterede kilder selvom tilførslerne er reduceret betydeligt og fosfor frigives også fra fjordbunden som intern kilde i sommerperioden (5). Udsivning af fosfor fra dyrkede arealer kan vise sig at udgøre en ny kilde til belastning af de danske vandområder (42).

Scenariet for opfyldelse af Vandmiljøplanen viste at forventede reduktioner i næringsstoffkoncentrationen ikke er tilstrækkelige til at imødekomme vandrammedirektivets krav til ”God økologisk tilstand” om kun mindre afvigelser i forhold til upåvirket naturlig tilstand. Forbedringer i den økologiske tilstand i retningen af kun mindre afvigelser fra upåvirket naturlig tilstand kan ikke opnås i denne fjord med det nuværende omfang og karakter af landbrugsdrift og befolkningstæthed i oplandet til fjorden.

Afvandingen af vådområder ud til fjorden og uddybningen af sejlrenden har medført omfattende fysiske ændringer af specielt den indre del af Randers Fjord. Afskæringen af den naturlige hydrologiske sammenhæng mellem fjorden og vådområderne har reduceret retentionen af næringsstoffer og suspenderet stof fordi oversvømmelse af vådområderne er afskåret. Dermed er næringsstoffdynamikken i fjorden påvirket af de fysiske ændringer. Derfor kan man klassificere den indre del af Randers Fjord som ”stærkt modificeret vandområde” der ikke opfylder kriterierne for god økologisk tilstand, men derimod kun kriterierne for ”godt økologisk potentiale”.

[Tom side]

8 Konklusion

For at opfylde vandrammedirektivet for kystvande skal artssammensætning, tæthed og biomasse af fytoplankton, den akvatiske flora og bundfauna sammenlignes med referencetilstanden. Definitionen af referencetilstanden er problematisk særligt når det gælder artssammensætningen af flora og fauna, da der er mangel på viden om kvantitative koblinger mellem eutrofiering og artssammensætning. For kvalitetselementer som klorofyl *a*-koncentrationen eller den vertikale dybdeudbredelse af ålegræs og til en vis grad også biomassen af bundfauna er opgaven mere simpel.

Numeriske modeller (i. e. MIKE) kræver mange ressourcer i form af feltmålinger og i forbindelse med kalibreringen, verifikation og beregninger af scenarier. Simple empiriske modeller er lettere at forstå end komplekse modeller og deres anvendelse kræver oftest kun få ressourcer, men de giver mindre præcise og mindre informative resultater end de komplekse modeller. Generelt er både de simple empiriske modeller og de mere komplekse modeller anvendelige værktøjer til estimering af effekterne af reduceret næringsstofbelastning af danske kystområder i forbindelse med implementeringen af EU-vandrammedirektivet.

Tilgængelig kvalitativ information om artssammensætning og biologisk struktur under upåvirket naturlig tilstand er meget vigtig for en beskrivelse af den økologiske referencetilstand. De historiske data fra Randers Fjord har tilvejebragt særdeles brugbar information der har muliggjort sammenligning til nuværende undersøgelser. Tilsvarende oplysninger om artssammensætning af akvatisk flora og fauna kan ikke opnås ved anvendelse af modeller. Men i mange andre danske fjorde og kystområder findes der ikke sådanne omfattende historiske datasæt. Både biodiversitet og den biologiske struktur i økosystemer bliver påvirket af eutrofieringen, men for nuværende findes der ikke tilstrækkelig viden til at tilvejebringe en direkte kvantitativ kobling til belastningen. For at kunne anvende disse kvalitetselementer ved implementeringen af vandrammedirektivet er det nødvendigt at der iværksættes studier for at udrede sådanne kvantitative koblinger til belastningen af de kystnære økosystemer. Indtil sådanne informationer foreligger, må man også benytte kvalitativ information om artssammensætning og biologisk struktur.

[Tom side]

9 Referencer

1. European Union. 2000. Directive of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. Legislative Acts and other instruments. *ENV221 CODEC 513*. European Union.
2. Conley, D.J. 2000. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Hydrobiologia* 410, 87-96.
3. Nielsen, K., Sømod, B. and Christiansen, T. 2001a. Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder I Danmark. Vandrammedi- rektiv-projekt, Fase 1. Danmarks Miljøundersøgelser. *Faglig Rapport nr. 369*, 104 pp.
4. Sømod, B, Larsen, J.E., Hansen, D.F., Düvel, L. and Andersen, P. 1999. Vandmiljøet i Randers Fjord 1997. Natur og Miljø, Århus Amt. *Teknisk rapport*, 152 pp.
5. Nielsen, K., Risgaard-Petersen, N. Sømod, B., Rysgaard S. and Bergø, T. 2001b. Nitrogen and phosphorus retention estimated independently by flux measurements and dynamic modelling in the estuary, Randers Fjord, Denmark. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 219, 25-40.
6. Andersen, J.M. 1999. 25 years of pollution abatement and environmental improvement in the Gudenaa – a Danish lake-river- estuary system. *Report by the Gudenaa Committee no. 21*, 20 pp.
7. Svendsen, L.M., van der Bijl, B., Boutrup, S., Iversen, T.M., Ellermann, T., Hovmand, M.F., Bøgestrand, J., Grant, R., Hansen, J., Jensen, J.P., Stockmarr, J. and Laursen, K.D. 2001. Aquatic Environment. State and trends. National Environmental Research Institute, Denmark. *Technical Report no. 362*, 68 pp.
8. Ostenfeld, C.H. 1918. Randersdalens Plantevækst (Kap. IV). i: *Randers Fjords Naturhistorie*. Johansen, A.C. (ed). C.A. Reitzel, København, pp. 153-270.
9. Jepsen, B.S., Have, E.M. and Mathiesen, L. 1984. Distribution and biomass of some phytoplanktonic algae in relation to salinity and retention time. Studies on the estuary Randers Fjord, Kattegat. *Limnologia* 15, 337 – 343.
10. Sømod, B., Ellegaard, C. and Hansen, D.F., 2001. Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2000. Natur og Miljø, Århus Amt og Natur og Miljø, Nordjyllands Amt. *NOVA Teknisk rapport*, 147 pp.
11. Mathiesen, H. and Nielsen, J. 1956. Botaniske undersøgelser i Randers Fjord og grund Fjord. *Botanisk Tidsskrift* 53, 1- 34.

12. Nielsen, K., Sømod, B. and Hansen, D.F. 1993. Eutrophication of Randers Fjord estuary, Denmark – deteriorations and improvements 1900-1991. *Europ. Water Pollut. Contr.* 3, 44-51.
13. Have, E.M., Jepsen, B.S. and Mathiesen, H. 1984. The influence of season and phytoplankton production on eelgrass vegetation. Studies on factors controlling the distribution of Eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Kattegat estuary Randers Fjord. *Limnologica* 15, 331-336.
14. Dillon, P.J., Evans, R.D. and Molot, L.A. 1990. Retention and re-suspension of phosphorus, nitrogen and iron in a central Ontario Lake. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 47, 1269-1274.
15. Maciena, M.J. and Soballe, D.M. 1990. Wind-related limnological variation in Lake Okeechobee, FL. *Lake Reserv. Manage* 6, 93-100.
16. Ward L.G., Kemp, W.M. and Boynton, W.R. 1984. The influence of waves and seagrass communities on suspended particulates in an estuarine embayment. *Mar. Geol.* 59, 85-103.
17. Fonseca, M.S. 1996. The role of seagrasses in nearshore sedimentary processes: a review. In: *Estuarine shores – evolution, environments and human alterations*. Nordstrom, K.F. and Roman, C.T. (eds). John Wiley and sons, New York, pp. 261-286.
18. Gacia, E., Granata, T.C. and Duarte, C.M. 1999. An approach to measurement of particle flux and sediment retention within seagrass (*Posidonia oceanica*) meadows. *Aquat. Bot.* 65, 255 – 268.
19. Barko, W.J. and Smart, R.M. 1983. Effects of organic matter additions to sediment on the growth of aquatic plants. *J. Ecol.* 71, 161-175.
20. Sand-Jensen, K. and Søndergaard, M. 1979. Distribution and quantitative development of aquatic macrophytes in relation to sediment characteristics in oligotrophic Lake Kalgård, DK. *Freshwat. Biol.* 9, 1-11.
21. Rasmussen, E. 1977. The wasting disease of eelgrass (*Zostera marina*) and its effects on environmental factors and fauna. In: *Seagrass ecosystems*. McRoy, C.P. and Helffeich, C. (eds). Marcel Dekker, New York, pp. 1-51.
22. Terrados, J., Duarte, C.M., Kamp-Nielsen, L., Agawin, N.S.R., Gacia, E., Lacap, D., Fortes, M.D., Borum, J., Lubanski, M. and Greve, T. 1999. Are seagrass growth and survival constrained by the reducing conditions of the sediment? *Aquat. Bot.* 65, 175-197.
23. Holmer, M. and Bondgaard, E.J. 2001. Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. *Aquat. Bot.* 70, 29-38.
24. Marsh, J.A. Jr., Dennison, W.C. and Alberte, R.S. 1986. Effects of temperature on photosynthesis and respiration in eelgrass (*Zostera marina* L.). *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 101, 257-267.

25. Zimmerman, R.C., Smidt, R.D. and Alberte, R.S. 1989. Thermal acclimation and whole-plant balance in *Zostera marina* L. (eelgrass). *J. of Exp. Mar. Biol. and Ecol.* 130, 93-109.
26. Duarte, C.M. 1995. Submerged aquatic vegetation in relation to different nutrient regimes. *Ophelia* 41, 87-112.
27. Scheffer, P., Hosper, H., Meijer, M.-L., Moss, B. and Jeppesen, E. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.* 8, 275-279.
28. Johansen, A.C., Ditlevsen, J.H, Kramp, P., Løfting, J.C., Stephensen, K. and Ussing, H.J. 1918. Dyrelivet i Randers Fjord (Kap.V). i: *Randers Fjords Naturhistorie*. Johansen, A.C. (ed). C.A. Reitzel, København, pp. 271-472.
29. Pearson, T.H. and Rosenberg, R. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
30. Engel, Virginia D. & Summers, Kevin J., 1999. Refinement, Validation, and Application of a Benthic Condition Index for Northern Gulf of Mexico Estuaries. *Estuaries* Vol. 22, No. 3A, P. 624 - 635.
31. Weisberg, S. B., Ranasinghe, J. A., Dauer, D.M., Schaffner, L.C., Diaz, R.J. & Frithsen, J.B. (1997). An Estuarine Benthic Index of Biotic Integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries* Vol. 20, No. 1, p. 149 - 158.
32. DHI Water & Environment, 2001. Notat. Anvendelse af bundfauna til beskrivelse af den økologiske tilstand i marine områder. State-of-the-art-metoder til undersøgelse af bunddyrssamfund. P. 14.
33. Wiggers, L. 1995. Vandføring og stoftransport i Gudenåen 1974-1993 *Gudenåkomiteen Rapport no. 17*, 140 pp.
34. Petersen, F.B. 1986. Lecture notes on Coastal and Estuarine Studies 18. *Environmental Hydraulics – Stratified Flows*. Springer Verlag, Berlin, 278 pp.
35. Le, T.T.D., Madsen, H., Rasmussen, B. and Sømod, B. 2001. Modelling og analyse af kvælstof i Randers Fjord. IMM. Technical University of Copenhagen. *Technical report 2001-1*, 60 pp.
36. Ecological Modelling Centre 1992. MIKE 12, a short description. *Ecological Modelling Centre*, Hørsholm.
37. Bach, H.K. and Jensen, J.K. 1994. Modelling of water quality of a proposed impounded lake of a tidally influenced river. *Ecol. Model.* 74, 77-90.
38. DHI, 1997. MIKE 11+12, a microcomputer based modelling system for rivers and channels. *Reference manual*.

- 39.Sand-Jensen, K., Nielsen, S.L., Borum, J. and Geertz-Hansen, O. 1994. Fytoplankton- og makrofytudvikling i danske kystområder. *Havforskning fra Miljøstyrelsen*, nr. 30, 39 pp.
- 40.Josefson, A.B. and Rasmussen, B. 2000. Nutrient Retention by Benthic Macrofaunal Biomass of Danish Estuaries: Importance of Nutrient Load and Residence Time. *Estuarine Coastal and Shelf Science* 50, 205-216.
- 41.Diaz, R.J., Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 33, 245-303.
- 42.Wiggers, L. 2001. Fosfor – grænsen er nået. *Vand og Jord* 8, 99-101.

Bilag 1. Modellering af næringsstofftilførsel ved upåvirket naturlig tilstand

Referencetilstanden kan beskrives som værende upåvirket og naturlig, hvis den eneste kilde til næringsstofftilførsel er diffus afstrømning fra naturarealer. Næringsstofftilførslen fra oplandet under upåvirket naturlig tilstand blev beregnet ved at anvende data for diffus afstrømning fra små oplande uden spildevandstilførsel og uden landbrugsdrift i perioden 1970–1999. Afstrømningen af fosfor var $50 \mu\text{g P l}^{-1}$ og af kvælstof $1000 \mu\text{g N l}^{-1}$, men næringsstoffkoncentrationerne reduceres som følge af retention i de adskillige søer i oplandet. Den nuværende retention af fosfor og kvælstof er estimeret til 40 %, og denne retention blev brugt til at estimere koncentrationer på $30 \mu\text{g P l}^{-1}$ og $600 \mu\text{g N l}^{-1}$ i tilførslerne til Randers Fjord (33). Ferskvandstilførslen i 1999 blev brugt i alle modelleringer af scenarier. De nuværende næringsstoffkoncentrationer i Skagerrak blev brugt til at estimere næringsstoffkoncentrationen i Kattegat, da det nuværende koncentrationsniveau i den åbne del af Skagerrak sandsynligvis kun er ubetydeligt påvirket af menneskelige aktiviteter sammenlignet med Kattegat.

[Tom side]

Bilag 2. Modellering af næringsstofkoncentrationer ved upåvirket naturlig tilstand

Upåvirket naturlig tilstand blev modelleret på basis af 3 modeller af varierende kompleksitet:

Fortyndingsmodellen: Den mest simple tilgang til fastlæggelse af næringsstofkoncentrationer ved upåvirket naturlig tilstand er fortyndingsberegninger baseret på målinger af salinitet og beregnet næringsstoftilførsel ved upåvirket naturlig tilstand. Den resulterende næringsstofkoncentration på en given station kan beregnes ved hjælp den stedspecifikke salinitet og saliniteten i tilstrømmende havvand, hvorved andelen af havvand og tilstrømmende ferskvand på stationen kan estimeres (34).

Grey Box-modellen: Denne model er en kombination af stokastisk og deterministisk modellering. Dette tillader en beskrivelse af generaliserede approksimationer for det dynamiske fysiske og biologiske system og en kvantificering af usikkerheden på resultaterne. Modellen blev kalibreret til at beskrive koncentrationerne af total kvælstof og uorganisk kvælstof med hensyntagen til denitrifikation (35). Randers Fjord blev fysisk beskrevet med to serielle bokse.

MIKE 12-modellen: Denne model er en avanceret deterministisk model – en 2-lags streng-model (5, 36, 37). MIKE 12 modellen kalibreret på Randers Fjord inkluderer en hydrodynamisk modul (HD) og et eutrofieringsmodul (EU) og er i stand til at simulere både næringsstofkoncentrationer og biologiske parametre. HD-modulet løser ligningen for massebevarelse og momentum. Modellen simulerer vandstanden og dybden af skillefladen mellem de to lag. For hvert lag simuleres strømhastighed, salinitet og temperatur. EU-modulet beskriver næringsstofkredsløb, vækst af fytoplankton biomasse (klorofyl a) og vækst af zooplankton og elementer i iltbalancen. Produktionen i både det pelagiske og det bentoniske system beregnes som funktion af BOD tilførslerne, tilgængelige næringsstoffer og faktorer så som lysintensitet ved overfladen, vandsøjleens gennemsigtighed (sigtdybde) og vandtemperaturen. EU-modulet er en kompleks model med mange koblede ligninger. Den består af 12 koblede, 1. ordens differentialeligninger der beskriver eutrofieringsprocesserne. Transportprocesserne og de biologiske processer i modellen er koblede. Simuleringer beregnes for hvert tidsskridt i hver segment i modellen.

[Tom side]

Bilag 3. Empiriske modeller der relaterer næringsstofkoncentrationer til miljøfaktorer

Modellering af fytoplankton biomasse: Klorofyl *a*-koncentrationer (Bphyto, $\mu\text{g chl l}^{-1}$) kan estimeres på basis af koncentrationer (gennemsnitskoncentrationer for vækstsæsonen, 1/3–31/10) af total kvælstof (TN, $\mu\text{g l}^{-1}$) og total fosfor (TP, $\mu\text{g l}^{-1}$) ved anvendelse af den empiriske model (39):

$$\ln(\text{Bphyto}) = 0,806 \cdot \ln(\text{TN}) + 0,344 \cdot \ln(\text{TP}).$$

Modellering af vertikal dybdegrænse for ålegræs: Ålegræssets dybdegrænse (Z_c , m) kan estimeres fra koncentrationen (gennemsnitskoncentration for vækstsæsonen, 1/3 – 31/10) af total kvælstof ved anvendelse af den empiriske model (39):

$$\ln(Z_c) = -0,755 \cdot \ln(\text{TN} \cdot 6,039).$$

Modellering af bundfauna biomasse: Bundfaunaens biomasse (g Ash Free Dry Weight (AFDW) m^{-2}) kan estimeres på basis af den totale årlige kvælstoftilførsel N_{tot} : ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$), (40):

$$\text{AFDW} = 15,159 + 1,685 \cdot N_{\text{tot}} - 0,010 \cdot (N_{\text{tot}})^2$$

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

Overvågningssektionen
Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Tidligere rapporter i serien

- Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al. 43 s., 60,00 kr.
- Nr. 368: The Ramsar Sites of Disko, West Greenland. A Survey in July 2001. By Egevang, C. & Boertmann, D. 66 pp., 100,- DKK
- Nr. 369: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Af Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 105 s. (elektronisk).
- Nr. 370: Offshore Seabird Distributions during Summer and Autumn at West Greenland. Ship Based Surveys 1977 and 1992-2000. By Boertmann, D. & Mosbech, A. 57 pp. (electronic)
- Nr. 371: Control of Pesticides 2000. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 28 pp., 50,00 DKK
- Nr. 372: Det lysåbne landskab. Af Ellemann, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. 110 s., 120,00 kr.
- Nr. 373: Analytical Chemical Control of Phthalates in Toys. Analytical Chemical Control of Chemical Substances and Products. By Rastogi, S.C. & Worsøe, I.M. 27 pp., 75,- DKK
- Nr. 374: Atmosfærisk deposition 2000. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. 88 s. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 375: Marine områder 2000 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Henriksen, P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 376: Landovervågningsoplande 2000. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 377: Søer 2000. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 378: Vandløb og kilder. NOVA 2000. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk primo december 2001)
- Nr. 379: Vandmiljø 2001. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 62 s., 100,- kr.
- Nr. 380: Fosfor i jord og vand – udvikling, status og perspektiver. Kronvang, B. (red.) 88 s., 100,00 kr.
- Nr. 381: Satellitsporing af kongeederfugl i Vestgrønland. Identifikation af raste- og overvintringsområder. Af Mosbech, A., Merkel, F., Flagstad, A. & Grøndahl, L. (i trykken)
- Nr. 382: Bystruktur og transportadfærd. Hvad siger Transportvaneundersøgelsen? Af Christensen, L. (i trykken)
- Nr. 383: Pesticider 2 i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 45 s. + Annex 1, 75,- kr.
- Nr. 384: Natural Resources in the Nanortalik Area. An Interview Study on Fishing, Hunting and Tourism in the Area around the Nalunaq Gold Project. By Glahder, C.M. 81 pp., 125,- kr.
- Nr. 385: Natur og Miljø 2001. Påvirkninger og tilstand. Af Bach, H., Christensen, N. & Kristensen, P. 368 s., 200,00 kr.
- Nr. 386: Pesticider 3 i overfladevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 94 s., 75,00 kr.
- Nr. 387: Improving Fuel Statistics for Danish Aviation. By Winther, M. 56 pp., 75,- DKK

2002

- Nr. 388: Microorganisms as Indicators of Soil Health. By Nielsen, M.N. & Winding, A. (in press)
- Nr. 389: Naturnær skovrejsning – et bæredygtigt alternativ? Af Aude, E. et al. (elektronisk) (i trykken)