



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet

Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler

Faglig rapport fra DMU, nr. 455

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet

Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler

Faglig rapport fra DMU, nr. 455
2003

Kurt Nielsen
Mette Thorsen
Stiig Markager
Jens Peder Jensen
Martin Søndergaard
Danmarks Miljøundersøgelser

Jens Christian Refsgaard
Grønlands og Danmarks Geologiske Undersøgelse

Merete Styczen
Karl Iver Dahl-Madsen
DHI Institut for Vand og Miljø

Christen Duus Børgesen
Danmarks JordbrugsForskning

Lisbeth Wiggers
Århus Amt

Stig Eggert Pedersen
Harley Bundgaard Madsen
Fyns Amt

Datablad

Titel:	Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet
Undertitel:	Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler
Forfattere:	Kurt Nielsen ¹ , Mette Thorsen ¹ , Stiig Markager ² , Jens Peder Jensen ¹ , Martin Søndergaard ¹ , Jens Christian Refsgaard ³ , Merete Styczen ⁴ , Karl Iver Dahl-Madsen ⁴ , Christen Duus Børgesen ⁵ , Lisbeth Wiggers ⁶ , Stig Eggert Pedersen ⁷ , Harley Bundgaard Madsen ⁷
Institutioner:	¹ DMU, Afdeling for Ferskvandsøkologi, ² DMU, Afdeling for Marin Økologi, ³ Grønlands og Danmarks Geologiske Undersøgelse, ⁴ DHI Institut for Vand og Miljø, ⁵ Danmarks JordbrugsForskning, ⁶ Århus Amt, ⁷ Fyns Amt
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 455
Udgiver:	Miljøministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	August 2003
Faglig kommentering:	Brian Kronvang, Danmarks Miljøundersøgelser
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering.
Bedes citeret:	Nielsen, K., Thorsen, M., Markager, S., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Refsgaard, J.C., Styczen, M., Dahl-Madsen, K.I., Børgesen, C.D., Wiggers, L., Pedersen, S.E & Madsen, H.B (2003): Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Modeltyper og deres anvendelse illustreret ved eksempler. Danmarks Miljøundersøgelser. 114 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 455 http://faglige-rapporter.dmu.dk Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Sammenfatning:	Denne rapport er udarbejdet som led i forarbejdet til Vandmiljøplan III. På foranledning af Skov- og Naturstyrelsen og Fødevareministeriet der er nedsat en teknisk undergruppe om miljømodeller. Gruppen har haft til formål at vurdere miljøeffekten af ændringer i tilførslen af kvælstof og fosfor til vandområder samt udarbejde koncepter, der gør det muligt at beskrive sammenhængen mellem miljøtilstand i recipient og tilførsel af kvælstof og fosfor. Arbejdet i gruppen har fokuseret på en oplandsorienteret angrebsvinkel i tråd med Vandrammedirektivet, hvor der tages udgangspunkt i kravene til miljøtilstanden i recipienten. Rapporten indeholder en kort beskrivelse af forureningskilder, transportveje, forhold der påvirker omsætningen af næringsstoffer i vandmiljøet samt forskellige metoder til at kvantificere effekter af virkemidler. De beskrevne metoder er illustreret ved fem eksempler på kvantitative analyser af sammenhængen mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand i såvel søer, fjorde, marine områder som grundvand. Eksemplerne er baseret på eksisterende analyser, der er gennemført i konkrete områder forud for VMP III forarbejdet.
Emneord:	VMPIII, Vandrammedirektiv, næringsstoffer, hydrologisk kredsløb, kvantificering af næringsstoftransport og miljøeffekter, oplandsanalyser, empiriske modeller, procesbaserede modeller
Redaktion:	Kurt Nielsen og Mette Thorsen
Layout: Tegninger:	Anne-Dorthe Villumsen Grafisk værksted, Silkeborg
ISBN: ISSN (elektronisk):	87-7772-752-5 1600-0048
Sideantal:	114
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/455.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 1401 København K Tlf.: 33 66 02 00 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 7

1 Indledning 11

2 Vand- og stofkredsløb 13

- 2.1 Forureningskilder 13
- 2.2 Transportveje for kvælstof 14
- 2.3 Transportveje for fosfor 16
- 2.4 Klimatisk variation - indflydelse på afstrømning og miljøtilstand 18

3 Modeller og deres anvendelse 19

- 3.1 Beregning af nitratudvaskning fra landbrugsjord 19
 - 3.1.1 Estimering af nitratudvaskning ud fra kvælstofbalancer 20
 - 3.1.2 Den empiriske model N-LES 20
 - 3.1.3 Den procesbaserede model Daisy 22
 - 3.1.4 Anvendelsesmuligheder og begrænsninger 24
- 3.2 Beregning af nitrattransport fra bunden af rodzonen til søer og vandløb 26
 - 3.2.1 Simplificeret metode - oplandsbaseret reduktionsfaktor 27
 - 3.2.2 Procesbaserede modeller 28
 - 3.2.3 Konklusioner 31
- 3.3 Beregning af miljøtilstand i søer 32
 - 3.3.1 Simple sømodeller 33
 - 3.3.2 Procesbaserede sømodeller 36
 - 3.3.3 Valg af modeller 37
- 3.4 Beregning af miljøtilstand i marine områder 38
 - 3.4.1 Empirisk modellering af marine områder 38
 - 3.4.2 Procesbaserede modeller 40
 - 3.4.3 Sammenlignende diskussion af empirisk og procesbaseret modellering 45

4 Sammenhæng mellem fosfortilførsel og miljøtilstand i søer - beregninger fra overvågningssøerne 49

- 4.1 Målsætning og tilstand 49
- 4.2 Scenarier 50

5 Mariager Fjord og opland - eksempel på anvendelse af empirisk modellering 53

- 5.1 Baggrund 53
- 5.2 Målsætning for fjorden 54
- 5.3 Modellering af biologisk tilstand 54
 - 5.3.1 Datagrundlag 55
 - 5.3.2 Udvikling af modeller 56
 - 5.3.3 Optimal model for sigtddybden i Mariager Fjord 57
 - 5.3.4 Konsekvensberegninger 58
 - 5.3.5 Hvor sikker er modellens forudsigtelse? 62
- 5.4 Næringsstofftilførslen fra land 62
 - 5.4.1 Oplandet til Mariager Fjord 63
 - 5.4.2 Kvælstofudvaskningen 64

- 5.4.3 Fosfor 68
- 5.5 Konklusion 69

6 Odense Fjord og opland - modellering af fjordens tilstand via en dynamisk model 71

- 6.1 Områdets karakteristika 71
 - 6.1.1 Landskab og jordtyper i oplandet til fjorden 72
 - 6.1.2 Arealanvendelse 72
 - 6.1.3 Befolkning 72
 - 6.1.4 Landbrugsforhold 73
 - 6.1.5 Nedbør og vandafstrømning 74
 - 6.1.6 Kvælstof- og fosforbelastningen af Odense Fjord 75
- 6.2 Modelleringskoncept 76
 - 6.2.1 Oplandsmodellering af kvælstofafstrømning 77
 - 6.2.2 Kvælstofudvaskning fra rodzonen 77
 - 6.2.3 Kvælstoftransport fra opland til vandløb 78
 - 6.2.4 Fjord-modellering 78
- 6.3 Diskussion af målsætning/referencetilstand 82
 - 6.3.1 Regionplanens målsætninger for Odense Fjord 82
 - 6.3.2 Vandrammedirektivets målsætninger 83
- 6.4 Scenarier samt diskussion af krav til at opnå målsætning/referencetilstand 84

7 Karup Å: Transport af kvælstof fra rodzonen via grundvand til vandløb (dynamisk model) 89

- 7.1 Oplandets karakteristika 89
- 7.2 Modelleringskoncept 91
- 7.3 Diskussion af målsætning/referencetilstand for området 91
- 7.4 Scenarier samt diskussion af krav til at opnå målsætning/referencetilstand 92
- 7.5 Usikkerhedsvurderinger 94

8 Åbne indre farvande 97

- 8.1 Empirisk modellering anvendt på åbne indre farvande 98
- 8.2 Farvandsmodellen, Vandudsigten 99
- 8.3 Sammenligning af empiriske og procesbaserede modeller 100

9 Diskussion af metoder og virkemidler 101

- 9.1 Kort gennemgang af eksemplerne 101
 - 9.1.1 Overvågningssøer 101
 - 9.1.2 Mariager Fjord 101
 - 9.1.3 Odense Fjord 102
 - 9.1.4 Karup Å 103
 - 9.1.5 Åbne danske farvande 104
- 9.2 Analyse af virkemidler 105
- 9.3 Oplandsmodeller 105
- 9.4 Modellering af miljøkvalitet 106
- 9.5 Modellers anvendelse 107

10 Referencer 109

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

Denne rapport er lavet som led i forarbejdet til Vandmiljøplan III. På foranledning af Skov- og Naturstyrelsen og Fødevareministeriet er nedsat en teknisk undergruppe om miljømodeller (F-6b). Miljømodelgruppens arbejde er beskrevet i denne tekniske rapport.

Undergruppen vedrørende miljømodeller har haft til formål at vurdere miljøeffekten af ændringer i tilførslen af kvælstof og fosfor til vandområder samt udarbejde koncepter, der gør det muligt at beskrive sammenhængen mellem miljøtilstand i recipient og tilførsel af kvælstof og fosfor – herunder med særlig fokus på tilførslen fra landbrugsarealerne.

Gruppens arbejde er opdelt i to faser, hvor denne rapport kun omhandler Fase I. Rapporten er lavet på baggrund af gruppens arbejde i perioden ultimo februar 2003 til juni 2003. Fase II forventes afsluttet i september 2003.

Gruppens arbejde i Fase I er i modsætning til Fase II udelukkende baseret på eksisterende materiale, hvor der foreligger eksempler på sammenhænge mellem kvælstof- og fosfortab i oplandet og miljøtilstand i overfladevand/grundvand. Dele af næringsstoftransporten fra rodzonen til søer og fjorde er beskrevet kvantitativt i de behandlede eksempler. Specielt for fosfor er dele af sammenhængene dog kun beskrevet kvalitativt, idet viden om sammenhængene er mindre end for kvælstofs vedkommende. Ud fra de valgte eksempler er miljøeffekten af ændret tilførsel af næringsstoffer søgt kvantificeret.

I modsætning til i de tidligere Vandmiljøplaner sigter arbejdet i gruppen på en oplandsorienteret angrebsvinkel i tråd med Vandrammedirektivet, hvor der tages udgangspunkt i kravene til miljøtilstanden i søer og fjorde. Herfra regnes der via modeller tilbage til den nødvendige reduktion i tilførslen af næringsstoffer fra oplandet.

Sammenhæng mellem miljøtilstand i marine områder og belastning fra oplande er i modelgruppens arbejde beskrevet ud fra eksempler fra Mariager Fjord og Odense Fjord og de åbne indre farvande. Mariager Fjord og Odense Fjord er begge ret atypiske fjordsystemer, og størrelsen af effekterne anslået her kan derfor ikke umiddelbart overføres til andre fjorde, men de er valgt fordi det er de eneste områder hvor eksisterende modelværktøjer er afprøvet. Belastning til grundvand er beskrevet ud fra et eksempel fra Karup Å oplandet. Beregninger af sammenhæng mellem fosfortilførsel og søernes miljøtilstand er baseret på eksisterende beregninger fra overvågningsøer i det nationale overvågningsprogram.

Miljømodelgruppen består af følgende deltagere: Kurt Nielsen, DMU (formand), Mette Thorsen, DMU (sekretær), Stiig Markager, DMU, Lisbeth Wiggers, Århus Amt, Stig Eggert Pedersen, Amtsrådsforeningen /Fyns Amt, Harley Bundgaard Madsen, Fyns Amt, Merete Styczen, DHI, Karl Iver Dahl-Madsen, DHI, Jens Christian Refsgaard, GEUS, Christen Duus Børgesen, DJF, Anni Kær Pedersen, FVM, Ivan

Karottki, SNS og gruppen har haft følgende tilknyttet som ressourcepersoner: Søren Dall, DANVA/Silkeborg Kommune, Brian Jacobsen, Fødevareøkonomisk Institut, Jens Peder Jensen, DMU, Martin Søndergaard, DMU, Michael Hjort Jensen, Fyns Amt og Ole Jørgensen, Fyns Amt.

Undergruppen takker kolleger for konstruktiv samarbejde og gode bidrag til rapporten.

Sammenfatning

Denne rapport er lavet som led i forarbejdet til Vandmiljøplan III. På foranledning af Skov og Naturstyrelsen og Fødevareministeriet er nedsat en teknisk undergruppe om miljømodeller (F-6b). Undergruppen vedrørende miljømodeller har haft til formål at vurdere miljøeffekten af ændringer i tilførslen af kvælstof og fosfor til vandområder samt udarbejde koncepter, der gør det muligt at beskrive sammenhængen mellem miljøtilstand i recipient og tilførsel af kvælstof og fosfor.

VMP III forarbejdet sigter primært på at vurdere effekten af ændringer i landbrugsdriften på kvaliteten af overfladevand og drikkevand. Det er afgørende for disse vurderinger, at ændringer i miljøkvaliteten kan vurderes kvantitativt i relation til mulige fremtidige ændringer i landbrugsdriften. Modeller er meget anvendelige redskaber til denne type kvantitative analyser. Gruppens arbejde er udelukkende baseret på eksisterende materiale, hvor der foreligger eksempler på sammenhænge mellem udvaskning og miljøtilstand i overfladevand/grundvand.

I modsætning til tidligere Vandmiljøplaner stiles der ved en kommende Vandmiljøplan også mod en oplandsorienteret angrebsvinkel, som i tråd med Vandrammedirektivet tager udgangspunkt i kravene til miljøtilstanden i søer, fjorde og grundvand. Denne angrebsvinkel har gennem mange år været anvendt regionalt i indsatsen overfor punktkilder.

Oplandsskala versus national skala

De beskrevne eksempler, som omfatter de nationale overvågningssøer, Mariager Fjord, Odense Fjord, Karup å og indre danske farvande er valgt fordi, det på nuværende tidspunkt er de danske eksempler på kvantitative analyser, hvor der er størst datagrundlag.

Eksemplerne dækker et bredt spektrum af både forskellige typer vandområder og oplande, selv om ingen af de enkelte oplande eller vandområder kan betragtes som generelt repræsentative for eksempelvis fjorde eller oplande i Danmark. Dertil er forskellene mellem vandområdenes sårbarhed over for fosfor og/eller kvælstof for store. Tilsvarende er oplandene meget forskellige med hensyn til transportveje af fosfor og kvælstof, hvilket har afgørende betydning for den mængde næringsstoffer, som når frem til vandområderne. Med andre ord kan man ikke umiddelbart ekstrapolere fra et af de beskrevne vandområder eller oplande til andre vandområder. Ligeledes er det ikke muligt at opskalere kvantitative effekter beregnet i eksemplerne til nationalt plan.

Analyse af virkemidler

Eksempler med virkemidler til påvirkning af kvælstofudvaskningen fra enkelte landbrugsoplande er meget få på nuværende tidspunkt. For Mariager Fjords opland er beregnet ændringer i kvælstoftilførslen

til fjorden som følge af ændringer i gødningsnormen, forbedret udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen. Disse virkemidler indgår i VMP II og er derfor en del af de nuværende virkemidler, også i Mariager Fjords opland. Derudover er effekten af skovrejsning og Miljø-Venlige Jordbrugsforanstaltninger vurderet.

Opmærksomheden henledes på, at alle virkemidler ikke nødvendigvis er additive, hvilket er vigtigt, når det samlede potentiale skal vurderes.

De enkelte virkemidlers potentiale må imidlertid vurderes for de enkelte oplande. Eksempelvis vil vådområder ikke være et egnet virkemiddel i Mariager Fjords opland, mens vådområder kan være egnede virkemidler i andre oplande. Årsagen er forskelle i de hydrogeologiske forhold i oplandene.

På nuværende tidspunkt kan der ikke opstilles kvantitative sammenhænge mellem driftsformer i landbruget og udledningen af fosfor fra landbrugsarealerne. Viden om transportveje for fosfor i relation til jordens indhold af fosfor er meget begrænset, hvorfor der ikke kan laves modelberegninger over tilførsel af fosfor. Tilførslen kan vurderes ved udpegning af risikoområder, og ved analyse af forskellige typer oplande, hvor der foreligger intensive målinger. Ud fra sidstnævnte forventes tilførslen at kunne vurderes kvantitativt i relation til oplandstyper.

Differentieret indsats

Vandområdernes sårbarhed er meget forskellig og må føre til, at den fremtidige indsats i højere grad bliver baseret på en differentieret indsats mellem oplande således, at den største indsats lægges i oplande med sårbare vandområder. Forudsætningen er, at der kan opstilles en kvantitativ sammenhæng mellem miljøtilstand i vandområder og næringsstofudledninger således, at der kan laves indsatsplaner i henhold til Vandrammedirektivet.

Resultaterne fra oplandene til både Mariager Fjord, Odense Fjord og Karup Å peger på, at der er stor variation indenfor oplandene med hensyn til transportveje og dermed fjernelse af kvælstof ved denitrifikation på vejen fra marker til vandløb. For at opnå den største effekt af virkemidlerne er det vigtigt med en indsats, der hvor effekten er størst.

Eksempelvis vil det give størst effekt i recipienten at ekstensivere landbrugsdriften i områder, hvor der fjernes mindst kvælstof under transporten fra mark til vandløb. Dette forudsætter, at denitrifikationskapaciteten i grundvandet ikke opbruges i løbet af få år i de øvrige områder. Optimering af indsatsen forudsætter en differentieret indsats indenfor oplandet.

Beregninger fra Mariager Fjord's opland viser, at der er fosforoverskud i markdriften, men den nuværende viden om fosfors transportveje er relativt begrænset. Det er derfor ikke muligt at modellere effekten af virkemidler i landbruget på tilsvarende måde som for kvælstof. Samtidig peger andre undersøgelser på, at bidraget fra marker varierer meget inden for en lille geografisk afstand, hvilket

forudsætter et detaljeret kendskab til området for at kunne målrette indgreb. Måling af fosfat og totalfosfor i vandløb kan indikere betydningen af henholdsvis udvaskning og erosion af fosfor i de enkelte oplande.

Responstid

Når indsatsplaner udarbejdes for oplande, er det desuden vigtigt at kende responstider således, at man kan forudsige hvornår effekten af et virkemiddel er slået igennem. Eksempelvis viser dateringer af grundvandet i Mariager Fjords opland, at det er 20-30 år gammelt, hvorfor den fulde effekt af et indgreb kan være forsinket flere årtier. Derimod er der i Odense Fjords opland en hurtig responstid (få år) på iværksatte virkemidler, fordi langt hovedparten af vandafstrømmingen sker via dræn og overfladenært grundvand.

Referencetilstand og god økologisk kvalitet

Vandrammedirektivet forudsætter, at den økologiske kvalitet defineres kvantitativt i forhold til forekomst og artssammensætning af plankton, planter, bunddyr og fisk. Den økologiske kvalitet skal vurderes i forhold til referencetilstanden, som er den tilstand vandområdet ville have haft, hvis der ikke var menneskelig påvirkning.

På nuværende tidspunkt findes kun få eksempler på fjorde, hvor referencetilstanden er vurderet som i Odense Fjord. Fastlæggelse af referencetilstanden er en forudsætning for, at god økologisk tilstand kan fastlægges, idet den kun må afvige i mindre omfang fra referencetilstanden. Referencetilstanden kan fastlægges ved analyse af historiske data, palæoøkologiske undersøgelser eller modelberegninger.

Modelberegningerne fra Odense Fjord viser, at såfremt god økologisk tilstand defineres som referencetilstand plus 50 %, forudsætter opfyldelsen af god økologisk tilstand, at kvælstoftilførslen bliver reduceret til ca. 1/3 af den nuværende tilførsel i den indre del af fjorden, hvilket ikke er muligt med den nuværende landbrugsdrift i oplandet. Dette svarer til resultater fra modelberegninger for Randers Fjord. Modellerne viser, at miljøkvaliteten kan forbedres markant i forhold til nu, hvis både kvælstof- og fosfortilførslen mindskes. Opfyldelse af de nuværende målsætninger for marine områder forudsætter, at tilførslen af især kvælstof, men også fosfor, reduceres yderligere (*Ærtebjerg et al., 2002*).

Scenarieberegninger for de nationale overvågningssøer peger på, at det er nødvendigt at mindske dyrkningsbidraget af fosfor markant, hvis god økologisk kvalitet skal kunne opnås. Men vurderingerne af de enkelte søer forudsætter en oplandsanalyse af de enkelte forureningskilder.

Hvis god økologisk tilstand opnås i fjorde og andre kystnære områder, vil det ikke være realistisk muligt at nedbringe det danske vandbårne bidrag med kvælstof og fosfor til de åbne danske farvande yderligere.

Modellers anvendelse

Når modeller anvendes til af forudsige udvaskning og transport af næringsstoffer i et opland eller miljøtilstanden i en sø eller fjord ved ændret tilførsel af næringsstoffer, er det vigtigt at være opmærksom på modellernes forudsætninger. En given model kan ikke anvendes til at forudsige en tilstand, som ligger uden for modellens datagrundlag (empiriske modeller) eller udenfor de rammer, som modellens processer er gyldige indenfor (procesbaserede modeller). Samtidig kan modeller kun tage hensyn til de faktorer, som indgår i modellen og følgelig ikke anvendes i tilfælde, hvor andre faktorer end dem der indgår i modellerne varierer.

Modeller, som beskriver miljøtilstand i søer og fjorde kan således typisk ikke simulere en tilstand, hvor der er tale om store ændringer i den biologiske struktur i den pågældende sø eller fjord, fordi der i sådanne situationer kan optræde forhold, som ikke er beskrevet af modellerne. Tilsvarende kan modeller, som beskriver kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer typisk ikke beskrive hvordan kvælstof opfører sig under andre forhold, hvor faktorer som pH og vandindhold afviger væsentligt fra de forhold der tilstræbes under almindelig landbrugspraksis.

Det skal samtidig understreges, at modellerne principielt altid bør udsættes for aftestning mod uafhængige feltdata (validering), før de anvendes i praksis på konkrete områder. I nogle situationer, f.eks. hvor det drejer sig om forudsigelser af effekten af nye typer indgreb, kan det være næsten umuligt at lave sådanne valideringstest. Det betyder ikke, at en model ikke kan benyttes som grundlag for beslutninger, men det betyder, at modellens evne til at lave troværdige prædiktioner ikke er dokumenteret, og at modelresultaterne derfor bør klassificeres som mindre troværdige end i situationer med vel gennemførte valideringstests.

Derudover skal det understreges at resultater fra modelberegninger principielt altid bør suppleres af usikkerhedsvurderinger. Usikkerhedsvurderinger er vigtige for at opnå en realistisk og nuanceret fornemmelse af, hvor stor troværdighed resultaterne bør indgå med i den videre beslutningsproces.

Endelig er det vigtigt at være opmærksom på, hvilken tidslig og rumlig skala en model kan anvendes på. De anvendte modeller til analyse af virkemidler i et opland bør derfor afspejle den skala, som er nødvendig for at differentiere indsatsen i oplande og deloplande. Er der behov for detaljerede analyser af deloplande eller vurdering af enkelte bedrifter, skal den anvendte model have et koncept og en detaljeringsgrad, som gør det muligt at kvantificere udledningen i den pågældende skala.

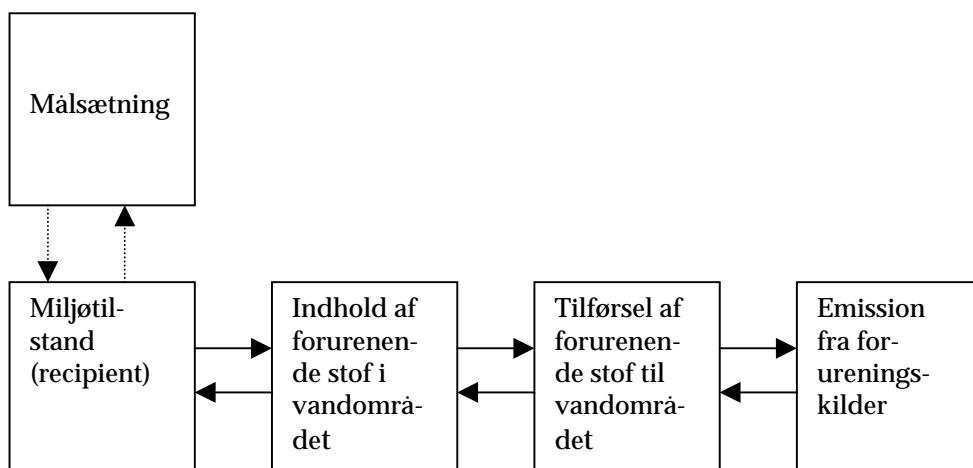
Mere generelt kan konkluderes, at valget af modeltype skal afpasses i forhold til formålet – om der fx ønskes en detaljeret beskrivelse af et mindre område eller en mere generel beskrivelse på nationalt plan.

1 Indledning

VMP III forarbejdet sigter primært på at vurdere effekten af ændringer i landbrugsdriften på kvaliteten af overfladevand og drikkevand. Det er afgørende for disse vurderinger, at ændringer i miljøkvaliteten kan vurderes kvantitativt i relation til mulige fremtidige ændringer i landbrugsdriften. Modeller er meget anvendelige redskaber til denne type kvantitative analyser.

I modsætning til tidligere Vandmiljøplaner stiles der ved en kommende Vandmiljøplan også mod en oplandsorienteret angrebsvinkel, som i tråd med Vandrammedirektivet tager udgangspunkt i kravene til miljøtilstanden i søer, fjorde og grundvand. Denne angrebsvinkel har gennem mange år været anvendt regionalt i indsatsen overfor punktkilder.

Ud fra kendskab til sammenhæng mellem miljøtilstand og næringsstofbelastning kan man beregne, hvor stor den maksimale emission af næringsstoffer fra landbrugsarealerne må være for at opfylde målsætningen .



Figur 1.1 Sammenhæng mellem målsætning miljøtilstand og udledning fra landbrug .

Denne angrebsvinkel betyder, at der vil være behov for at stille differentierede krav til udledning fra landbruget afhængig af sårbarhed og målsætning for den recipient, som modtager næringsstoffer fra oplandet. Også inden for et opland vil det være hensigtsmæssigt at give mulighed for at opstille differentierede krav til landbrugsdrift således, at reguleringen sker der, hvor effekten på udledningen af næringsstoffer vil være størst. Der bør således kunne tages hensyn til variationer i geologiske forhold, landbrugsstruktur og omsætning af næringsstoffer fra mark til recipient samt recipientens sårbarhed.

Metoden forudsætter, at der kan opstilles kvantitative mål for acceptabel næringsstofbelastning ved målsætningsopfyldelse (*Markager 2001; Markager et al. 2002*). I relation til Vandrammedirektivet skal sammenhængen mellem god økologisk tilstand, som kræves opfyldt, og tilførslen af næringsstoffer fastlægges.

Arbejdet i miljømodelgruppen indeholder en analyse af sammenhængen mellem udledning af både fosfor og kvælstof fra landbruget og miljøtilstanden i grundvand, søer, fjorde og åbne marine områder. Der er lagt vægt på, at begge næringsstoffer indgår i analysen, da både fosfor og kvælstof har betydning for den økologiske kvalitet i søer og fjorde.

Hovedvægten er lagt på analyser af oplande til søer og fjorde. Det skyldes, at landbrugsdriften har størst betydning for miljøkvaliteten i disse typer områder. Ændringer i miljøkvaliteten i åbne marine områder som følge af reducerede udledninger fra dansk landbrug vil være langt mindre. Årsagen er, at de åbne farvande også tilføres næringsstoffer fra Sverige og Tyskland og fra andre havområder. Desuden er depositionen af kvælstof fra atmosfæren vigtig. En forbedring af miljøkvaliteten i de åbne farvande er derfor afhængig af en koordineret indsats fra flere lande.

Miljøkvaliteten i de danske vandløb er mere afhængig af de fysiske forhold end af næringsstofftilførslen. Vandløbene behandles derfor ikke som en særskilt recipient i rapporten men som transportvej.

Rapporten er bygget op således at forureningskilder, transportveje samt forhold der påvirker omsætningen af næringsstoffer i vandmiljøet kort er beskrevet i det indledende kapitel. Dernæst beskrives forskellige metoder, der kan anvendes til at kvantificere effekter af tiltag, som er rettet mod at mindske næringsstofbelastningen til sårbare vandområder.

Der lægges i rapporten vægt på at beskrive styrker og svagheder ved forskellige beregningsmetoder og modelsystemer, som kan anvendes til kvantitative analyser af næringsstofkredsløbet, samt at påpege på hvilke områder usikkerheden er størst.

Endelig indeholder rapporten fem eksempler på kvantitative analyser af sammenhængen mellem næringsstofbelastning og miljøtilstand i såvel søer, fjorde, marine områder samt grundvand. Eksemplerne er baseret på eksisterende analyser, der er gennemført i konkrete områder forud for VMP III forarbejdet. De beskrevne analyser er udført med forskelligt formål og med forskellige metoder, men er i øjeblikket de bedste danske eksempler på sammenhæng mellem miljøkvalitet søer og fjorde og tilførslen af næringsstoffer fra oplandet.

2 Vand- og stofkredsløb

Miljøtilstand i søer og marine områder hænger overvejende sammen med tilførslen af fosfor og kvælstof. En forbedret miljøtilstand vil oftest kræve en reduktion i tilførslen. For at kunne foretage en målrettet indsats, er det nødvendigt at kende forureningskilderne, deres kvantitative betydning og transportveje - herunder de faktorer og processer, som påvirker transporten.

2.1 Forureningskilder

Kvælstof og fosfor tilføres vandløb, søer og marine områder med nedbøren, med spildevand fra byer, industrier og dambrug og fra diffuse kilder i det åbne land (landbrug, skove, naturarealer samt spildevand fra spredt bebyggelse).

Den diffuse belastning er i dag den dominerende kilde til kvælstof-forureningen af vandmiljøet i søer og fjorde. Mindre bidrag kommer fra byspildevand tæt ved større byer og fra atmosfærisk deposition. Kvælstof fra diffuse kilder har i de sidste 5 år udgjort 85-92 % af den totale danske udledning af vandbåren kvælstof til marine områder, heraf udgjorde bidrag fra landbrugsdriften omkring 87 %, baggrundsbelastning 12 % og spildevand fra spredt bebyggelse ca. 1 % i 2001 (*Bøgestrand et al. 2002*).

Kvælstofbelastningen har størst betydning for miljøtilstanden i de marine områder, hvor kvælstof ofte er den begrænsende faktor for algevæksten. Derudover har kvælstofbelastningen betydning for tilstanden i nogle søer. Kvælstofudvaskning har desuden betydning for grundvandets tilstand - herunder for drikkevandskvaliteten.

I modsætning til tidligere er de diffuse fosforudledninger i dag den største forureningskilde til vandløb, søer og fjorde. I 2001 udgjorde fosfor fra de diffuse kilder således 65 % af den samlede udledning (*Bøgestrand et al., 2002*). Det skyldes hovedsageligt, at udledningen af fosfor fra spildevand er reduceret med over 80 %. Fosfortilførslen fra landbrugsarealer er i fokus på grund af, at specielt husdyrgødet landbrugsjord gennem mange år har haft en nettotilførsel af fosfor.

Fosfortilførslen er styrende for miljøtilstanden i hovedparten af de danske søer og er vigtig for miljøtilstanden i fjordene, hvor algevæksten i dag er fosforbegrænset. Dette skyldes at fosfortilførslen er faldet som følge af den indsats der er gennemført overfor spildevandsbidraget siden sidst i 80'erne.

I det følgende vil der primært blive fokuseret på den diffuse belastning fra landbrugsarealerne, da det er den dominerende kilde og den sektor hvor der stadig er mulighed for at opnå en større reduktion af tilførslen. Lokalt vil der dog også være muligheder for at opnå en reduktion i fosfortilførslen til vandmiljøet ved en indsats overfor punktkilder og spildevand fra spredt bebyggelse.

2.2 Transportveje for kvælstof

Udvaskningen af kvælstof fra marker sker næsten udelukkende i form af uorganisk kvælstof, primært nitrat, der udvaskes fra markerens rodzone. Fra det nedsivende vand forlader rodzonen til det når frem i vandløbene kan der ske en fjernelse af kvælstof. Det vand, der strømmer frem til vandløbene, kan derfor have et lavere kvælstofindhold end da det forlod rodzonen.

Det der afgør hvor meget kvælstof der omsættes på vejen fra rodzone til vandløb er vandets strømningsveje og opholdstid i forskellige dele af det hydrologiske kredsløb.

Kvælstofindholdet i drænvand vil ofte være i samme størrelsesorden som da vandet forlod markernes rodzone, fordi det hurtigt transporteres til vandløbene uden at passere aktive zoner, som kan omsætte kvælstof.

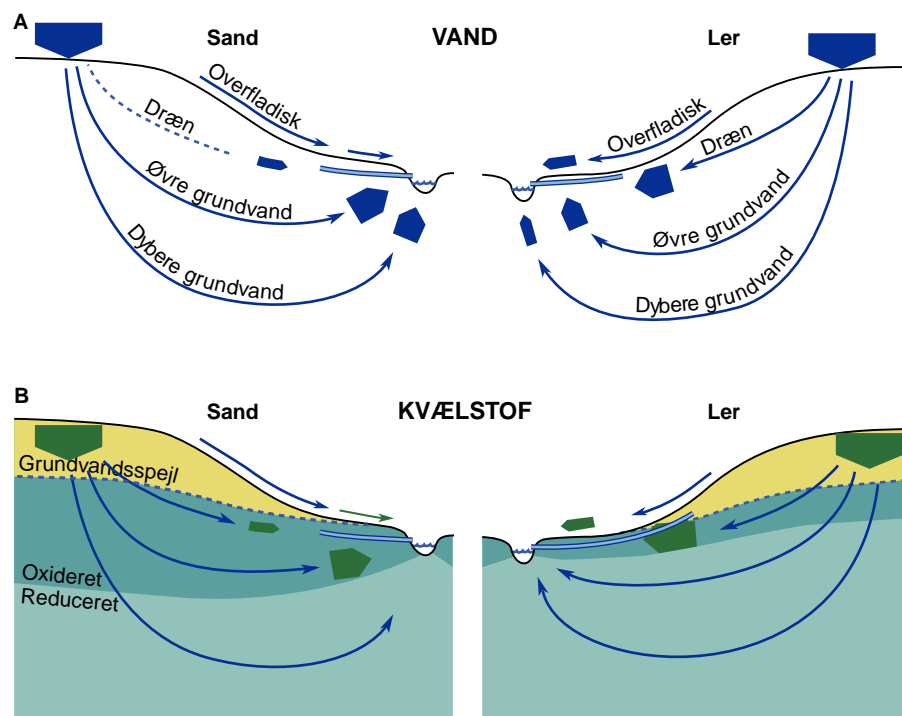
Kvælstofindholdet i vand som strømmer til vandløbene med grundvandet vil afhænge af de kemiske og biologiske forhold i de zoner vandet passerer undervejs.

Hvis grundvandet passerer reducerende jordlag, vil nitratindholdet falde som følge af denitrifikation. Hvis grundvandet derimod ikke passerer reducerende jordlag sker der ingen omsætning af nitrat. Ikke-reduceret grundvand vil derfor indeholde nitrat i samme koncentration som den, der var ved rodzoneudvaskningen dog med en eventuel fortynding fra naturområder og udyrkede arealer. Grundvand, der strømmer til vandløbene, kan således være iltet/reduceret i forskelligt omfang, og det er blandingsforholdet mellem vand som strømmer til vandløbene ad forskellige veje, som afgør kvælstofkoncentrationen i vandløbsvandet.

Transporttiden fra vandet forlader rodzonen til det når vandløbet vil være afhængig af transportvejen og jordlagenes evne til at lede vand. For drænvand vil transporttiden være kort (timer – dage). For det vand, der når grundvandet, kan transporttiden imidlertid være betydeligt længere – fra et til få år for øvre grundvand til adskillige år – typisk for det dybere grundvand. Såfremt der sker en tilførsel af nitratindholdigt grundvand til vandløbet, vil dette nitratindhold afspejle den rodzoneudvaskning, der var på det tidspunkt, hvor udvaskningen fandt sted. Der kan således være en forsinkelse i transporten fra rodzone til vandløb. Dette har betydning for tolkning af transporten i vandløb i relation til den indsats, der er gjort i landbruget – indsatsen vil ikke slå fuldt igennem i vandløbstransporten før efter en årrække svarende til grundvandets alder. Tilsvarende vil en kommende indsats for at nedbringe udvaskningen give et forsinket respons i vandløbstransporten.

Såfremt vandet på dets vej mod vandløbene passerer vådområder undervejs, vil det øge muligheden for denitrifikation, da vådområder typisk kan omsætte væsentlige mængder kvælstof. Ligeledes kan kvælstof, som transporteres med grundvandet til vandløbene blive reduceret ved passage af vandløbsbunden, hvis der findes organiske sedimenter på bunden.

Størrelsen af kvælstofomsætningen mellem rodzone og recipient afhænger altså af vandets strømning i forhold til denitrificerende zoner i jorden samt opholdstiden i søer og vandløbsnære områder inden for oplandet til recipienten (Figur 2.1).



Figur 2.1 Principskitser der viser vand- og kvælstofstrømme fra rodzone til vandløb og søer (fra Wiggers og Thorling, 2002).

- A. Vandkredsløbet som det typisk ser ud på sandjord og på lerjord. Tykkelsen af pilene angiver, hvor stor en del af vandet, der strømmer ad de forskellige strømningsveje. På sand foregår en større del af afstrømningen via øvre og dybt grundvand. Overfladisk afstrømning og drænastrømning er lille. På lerjord vil en større del af afstrømningen ske via dræn eller overfladisk. Tilstrømningen via dybere grundvand er lille - vandløbene kan til tider være sommerudtørrende.
- B. Kvælstoftransporten via de forskellige strømningsveje. Transportens størrelse er anskueliggjort med tykkelsen af de grønne pile. På lerjord vil der typisk ske en større transport via dræn og en mindre transport via grundvand end på sandjord. Den transport, der sker via grundvand vil afhænge af hvor stor en del af vandet, der kommer fra oxideret miljø og hvor stor en del, der kommer fra reduceret miljø. Den koncentration, der er i vandløbet, vil således afhænge af blandingsforholdet mellem vand fra de forskellige strømningsveje.

Når kvælstof kommer til vandløbene kan indholdet yderligere reduceres som følge af denitrifikation i specielt søer, mens denitrifikationen i selve vandløbene normalt er lille. Kvælstoffjernelsen i søer øges markant i søer med lang opholdstid (Jensen et al. 1997)

Den største del (ca. 80 %) af det kvælstof, som transporteres med vandløb til de marine områder, er uorganisk kvælstof, som umiddelbart kan indgå i den marine primærproduktion. Dette er i modsæt-

ning til det kvælstof, som tilføres danske havområder fra især Østersøen. Her er en stor del af kvælstoffet bundet i humusforbindelser, og er derfor ikke umiddelbart tilgængeligt for algevæksten.

Hvis recipienten er en fjord eller et havområde, er det afgørende hvor stor tilførslen er målt i total kg kvælstof (eller kg kvælstof/ha). Hvis det derimod er grundvand til drikkevand, der er i fokus som recipient, vil det være koncentrationen i det dannede grundvand, der har størst interesse. Koncentrationen vil ikke kun afhænge af landbrugspraksis m.v. men også af nettonedbøren – et år med stor nettonedbør vil fortynde udvaskningen og hermed give en lavere koncentration end et år med lille nettonedbør. Den totale udvaskning (kg kvælstof) kan dog godt være stor selvom koncentrationen er lille.

For at kunne kvantificere effekter af tiltag, som har til formål at reducere kvælstofbelastningen til et vandområde, er det derfor nødvendigt at have indblik i de hydrogeologiske forhold som styrer vandets strømningsveje mod recipienten og vandets opholdstid i de områder i oplandet, hvor kvælstoffet kan forsvinde. Ligeledes vil menneskeskabte ændringer i afvandingsforholdene fx gennem kunstige dræn og pumpekontrollerede afvandingskanaler betyde, at vand og kvælstof transporteres uden om områder der ville kunne fjerne en del af kvælstoffet. Kendskab til placering og omfang af kunstige afvandingssystemer i et opland er derfor en forudsætning for at kunne kvantificere effekten af at lave en målrettet indsats i disse områder.

2.3 Transportveje for fosfor

Fosfor, som tilføres landbrugsjorden med handels- og husdyrgødning, bindes i modsætning til kvælstof stærkere i jorden og udvaskes derfor i meget mindre grad end kvælstof. I vandløb transporteres fosfor dels bundet til partikler og dels i opløst form. Fosfor på opløst form udgøres hovedsageligt af fosfat, der er umiddelbart tilgængeligt for planter. I vandløb i lerjordsoplande udgør opløst fosfor en tredjedel til halvdelen af transporten, mens den i de fleste vandløb i sandjordsoplande udgør mellem halvdelen og to tredjedele (*Wiggers et al. 2002*).

I områder med stor husdyrproduktion bliver markerne ofte tilført mere fosfor end afgrøderne kan bruge. På landsplan tilføres der således ca. 10 kg fosfor/ha for meget hvert år, men overskuddet kan lokalt være større. Dette kan føre til at fosfor ophobes i jorden gennem årene. Hermed øges risikoen for udvaskning, idet jordens bindingskapacitet efterhånden opbruges (*Rubæk et al., 2000*).

Også transporten af fosfor med jordpartikler, som vind og vand fører til vandløb og søer, kan øges som følge af overjordens større indhold af fosfor.

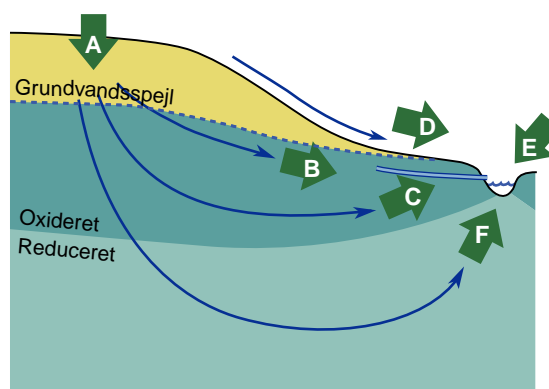
Transport af opløst fosfor kan dels stamme fra en naturlig baggrundskoncentration, men målinger i overvågningsvandløb tyder på, at der også kan ske en større udvaskning fra landbrugsoplande. Specielt fra oplande med sandet jord kan måles et forhøjet indhold af opløst fosfor (*Wiggers, 2001*).

Fosfor kan transporteres fra marker til vandmiljøet ad flere veje. En mindre del opløses og siver med regnvand ned til grundvand og drænen. Andet fosfor sætter sig på fine jordpartikler. Den partikulære fosfortransport stammer dels fra afstrømning fra marker enten ved direkte overfladisk afstrømning eller som finpartikulært materiale via drænen. Partikulært fosfor kan også komme fra vandløbets brinker og bund, hvor der sker en erosion som følge af det strømmende vand.

Under transporten af fosfor via vandløb gennem søer til havet, kan fosfor aflejres. Når vandløbet går over sine bredder, bundfældes partikulært fosfor, der hermed indgår i ådalens fosforpulje, indtil den eventuelt frigives igen, hvis ådalens tørv nedbrydes, eller der sker en frigivelse på grund af iltfrie forhold i forbindelse med oversvømmelse.

Fosfor kan ligeledes typisk bundfælde i vandløb i løbet af sommeren, hvor vandføringen er lille og mængden af vandplanter er stor, mens store vandføringer i forbindelse med stor nedbør – typisk i vinterhalvåret - vil transportere den aflejrede fosfor videre.

Den største tilbageholdelse i transporten af fosfor sker dog i søerne, hvor fosfor indbygges i organisk stof og bundfældes. Omvendt har nogle søer, hvor tilførslen af fosfor er reduceret gennem tid, en nettofrigivelse af fosfor, fordi fosfor, der er ophobet gennem mange år, nu gradvis frigives fra søbunden.



Figur 2.2 Fosfor kan transporteres til vandmiljøet ad flere veje. Noget fosfor opløses og kan sive med regnvand ned til grundvandet (A) og videre til drænen (B) og vandløb (C). Andet fosfor sætter sig på fine jordpartikler, som via sprækker og store porer i jorden nedvaskes til drænen og herfra transporteres til vandløb og søer. Fosfor bundet til jordpartikler kan også skylle eller blæse fra markerne ud i vandmiljøet i perioder med heftig regn, snesmeltning eller kraftig blæst (D). Derudover kan fosfor bundet til jorden på vandløbsbrinken eller i bunden af vandløbene blive frigjort og transporteret videre (E). Endelig er der i nogle områder lokale forekomster af fosfor i dybe jordlag. Dette fosfor kan frigives til grundvandet og derved transporteres til vandmiljøet (F).

Tabet af fosfor kan variere meget fra mark til mark og fra dag til dag – det er altså sværere at måle fosfortabet end at måle tabet af kvælstof. Der findes ikke pålidelige modeller, som på nuværende tidspunkt kan beskrive transport af fosfor fra marker til vandløb, men modeller som beskriver fosforbidraget fra forskellige typer oplande er under udvikling. Desuden er der ved at blive udviklet og afprøvet metoder til kortlægning af risikoområder for erosion, ligesom der

stiles mod at kunne beskrive risikoområder for udvaskning ud fra detailundersøgelser i NOVA overvågningen.

2.4 Klimatisk variation - indflydelse på afstrømning og miljøtilstand

Klimaet har væsentlig indflydelse på udvaskningen af næringsstoffer og dermed også på miljøtilstanden i søer og marine områder.

Nedbørens størrelse og fordeling over året har stor indflydelse på udvaskningen af kvælstof og dermed på transporten til marine områder. Således er nedbørsfordelingen i planternes vækstsæson med til at afgøre hvor meget kvælstof der vil kunne udvaskes fra rodzonen den efterfølgende vinter. I en tør vækstsæson fjernes der mindre kvælstof med afgrøderne end i en mere fugtig vækstsæson, hvilket giver større kvælstofoverskud i jorden efter høst. Dette betyder også at vanding af afgrøderne i tørre vækstsæsoner kan være med til at mindske udvaskningen. Nedbørsmængden i afstrømningsperioden om vinteren afgør om rester af mineralsk kvælstof i jorden udvaskes eller kan bruges af afgrøderne det følgende år. Størrelsen af vinternedbøren er desuden afgørende for både koncentrationen og mængden af nitrat i det vand der forlader rodzonen.

Den årlige transport af kvælstof fra Danmark til marine områder har som gennemsnit over de sidste 5 år været 82.000 tons med en variation på omkring 50.000 tons. Selv om kvælstofudvaskningen fra rodzonen er faldet i den samme periode, skyldes de store udsving i den årlige transport de nedbørsbetingede variationer i nettonedbør og vandafstrømning.

Også den årlige transport af fosfor til de marine områder kan variere betydeligt. Nedbørens mængde og fordeling påvirker både transporten af opløst og partikkelbundet fosfor fra landbrugsjorden via udvaskning og erosion, samt erosion fra brinker og vandløbsbund.

Tilførslen af næringsstoffer er bestemmende for algevæksten i søer og marine områder, hvilket kan have afgørende indflydelse på miljøtilstanden det pågældende år. Eksempelvis ses en umiddelbar forbedring af miljøtilstanden i marine områder i år med lille næringsstofftransport fra land (*Rask et al. 1999*). I lavvandede søer med stor frigivelse af fosfor fra bunden slår en lavere tilførsel af fosfor et enkelt år ikke igennem på samme måde.

Også temperatur og vindforhold har indflydelse på miljøtilstanden i søer og marine områder. Temperaturen stimulerer både primærproduktion og nedbrydning af organisk stof. Vindforholdene har væsentlig indflydelse på opblanding af de øvre vandmasser. Iltsvind i marine områder forekommer typisk efter lange periode med stille vejr og høj temperatur.

3 Modeller og deres anvendelse

3.1 Beregning af nitratudvaskning fra landbrugsjord

Indledning

Udvaskning af nitrat fra landbrugsarealer er kompliceret at beskrive kvantitativt, da udvaskningens størrelse afhænger af vekselvirkningen mellem klimaforholdene både i og udenfor vækstsæsonen, jordbundsforhold samt dyrkningspraksis gennem flere år.

Når kvælstof tilføres landbrugsarealerne, typisk om foråret, er det som gødning til afgrøderne og med en forventning om, at størstedelen af det kvælstof der tilføres bliver udnyttet af planterne og fraføres igen ved høst om sommeren. I praksis er det desværre ikke muligt for afgrøderne at udnytte det tilførte kvælstof 100 %.

Dette kan skyldes at det tilførte kvælstof ikke er tilgængeligt for afgrøderne, når de har brug for det, fx fordi en del af gødningen er tilført med husdyrgødning, som indeholder en del organisk bundet kvælstof, der ikke umiddelbart kan udnyttes af planterne. Eller fordi det mineralske kvælstof, som planterne kan udnytte, er blevet brugt af jordbakterier eller transporteret væk fra rødderne, før afgrøden har nået at optage det. En mindsket kvælstofudnyttelse kan også skyldes, at afgrøderne vokser dårligere end forventet, fx på grund af tørke eller svampe og insektangreb, og dermed ikke optager så meget kvælstof som forventet ved gødskningen. Endelig er det ikke hele afgrøden som høstes. Rødderne og dele af blade og halm efterlades i marken, hvorved kvælstofindholdet kan frigøres ved omsætning i jorden.

Det kvælstof, der ikke er optaget af planterne gennem vækstsæsonen samt det kvælstof, der frigøres ved mineralisering på tidspunkter, hvor der ikke er plantevækst, vil kunne udvaskes fra rodzonen, typisk i løbet af vinteren hvor nettonedbøren er størst.

Den resulterende udvaskning af kvælstof er derved i høj grad styret af dynamikken i kvælstofkredsløbet i marken. Dette betyder, at det er vanskeligt at kvantificere effekter af virkemidler på kvælstofudvaskningen uden at inddrage de øvrige elementer i kvælstofbalancen.

Ligeledes er det vanskeligt at måle udvaskningen af kvælstof fra rodzonen i marken under naturlige forhold, fordi det ikke er muligt at måle både vandgennemstrømning og kvælstofkoncentrationer under rodzonen.

I det følgende er beskrevet tre forskellige metoder til at estimere udvaskningen af nitrat fra landbrugsarealer.

3.1.1 Estimering af nitratudvaskning ud fra kvælstofbalancer

Da størrelsen af kvælstofudvaskningen må forventes være relateret til størrelsen af kvælstofoverskud i marken, er det nærliggende at prøve at anslå kvælstofudvaskning ud fra de komponenter i kvælstofbalancen som kan måles i landbrugsproduktionen, fx tilført gødning og høstet kvælstof.

Ved Danmarks JordbrugsForskning er en ny metode til opgørelse af kvælstoftabet ved udvaskning under udvikling. Metoden bygger på princippet i total differens metoden og er overordnet beskrevet i rapporten fra VMPIII-undergruppen om anvendelse bedriftsbalancer. Metoden forudsætter, at der på bedriftsniveau er opgjort en kvælstofbalance for både mark og stald/lager. I kvælstofbalancen for marken bestemmes kvælstoftilførslen til markerne ud fra handelsgødningsforbruget, udbragt husdyrgødningsmængde inklusiv kvælstof afsat ved afgræsning (dette er opgjort i stald/lager balancen) samt ud fra standardtal for atmosfære bidrag og kvælstoffixering. Fraførslen med korn, halm og grovfoder bestemmes ved målinger og empiriske beregninger af grovfoderudbyttet ud fra kød og mælkeproduktionen. Overskuddet fordeles på tabsposterne ammoniakfordampning, denitrifikation, udvaskning samt ændring i jordens organiske pulje.

Metoden indebærer, at usikkerheden på de enkelte led i kvælstofbalancen for henholdsvis stald/lager og mark påvirker størrelsen af udvaskningen.

3.1.2 Den empiriske model N-LES

Den empiriske kvælstofudvaskningsmodel N-LES er en statistisk model, der er baseret på årlig nitratudvaskning beregnet på baggrund af målte nitratkoncentrationer. Datagrundlaget består af målinger af nitratkoncentrationer i jordvand under rodzonen samt drænvand udført i perioden 1971-2000. De målte tidsserier af nitratkoncentrationer er efterfølgende konverteret til nitratudvaskning ved at gange med beregnet vandgennemstrømning i jorden. Den herved estimerede udvaskning er opsummeret i 1-årsperioder fra 1. juni - 31. maj, således at udvaskningen efter en afgrøde i et år udgør 1 observation i datagrundlaget, i alt er der ca. 600 observationer.

Datagrundlaget er det samme, som indgår i udviklingen af udvaskningsfunktionen beskrevet i Simmelsgaard (*Simmelsgaard, 1998*). Derudover indgår yderligere to forsøg udført ved DJF samt data fra DMU's Landovervågningsoplande (LOOP). Modellen er beskrevet af *Simmelsgaard et al. (2000)*.

N-LES modellen er videreudviklet fra Simmelsgaard-modellen (*Simmelsgaard, 1998*) idet der indgår flere effekter. Effekten af gødskningsniveau på udvaskningen er således i N-LES modellen opdelt i effekten af generel gødskningsniveau i sædskiftet, aktuel forårsgødskningsniveau til afgrøden, efterårsgødskningsniveau, effekt af gødning afsat på græs og effekten af ompløjet græs eller udlæg. Antallet af afgrøder er udvidet i modellen og endvidere indgår både effekten af ler- og humusprocenten i pløjelaget. I figur 3.1 er vist et eksempel på sammen-

hængen mellem kvælstofgødskning om foråret og udvaskningen for korn efterfulgt af bar jord.

N-LES modellen:

$$Y = \left[\beta_0 + \beta_1 N_{\text{niveau}}^2 + \beta_2 N_{\text{forår}} + \beta_3 N_{\text{efterår}} + \beta_4 N_{\text{afsat}} + \eta_{\text{pløj}} N_{\text{pløj}} \right] \theta_{\text{afgrøde}} [1 - \exp(\delta_1 A)] \exp(\delta_2 L) \exp(\delta_3 * H) \gamma$$

heraf er :

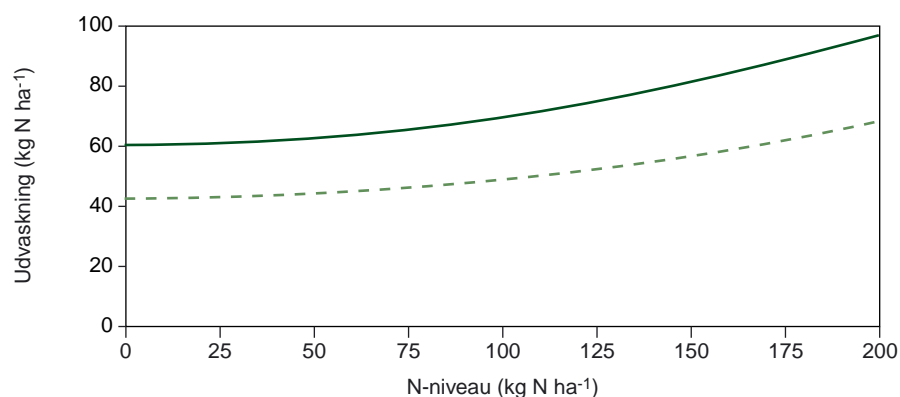
Y udvaskningen (Kg N/ha)

Additive effekter

- β_0 Skæring på udvaskningsaksen (kg N/ha).
- β_1 Effekt af markens generelle kvælstofniveau (N-niveau).
- β_2 Effekt af kvælstof tilført om foråret.
- β_3 Effekt af kvælstof tilført om efteråret.
- β_4 Effekt af kvælstof afsat af græssende dyr .
- $\eta_{\text{pløj}}$ Effekt af kvælstofmængden der frigives efter ompløjning af en afgrøde.
- $N_{\text{pløj}}$ Den andel af kvælstofmængden i den ompløjede afgrøde der frigives det pågældende år.

Multiplikative effekter

- $\theta_{\text{afgrøde}}$ Afgrødeeffekt.
- δ_1 Effekt af vandafstrømning (A).
- δ_2 Effekt af lerindhold (L) i pløjelaget.
- δ_3 Effekt af humusindhold (H) i pløjelaget.
- γ Korrektion for skævhed , $\gamma=1.085$.



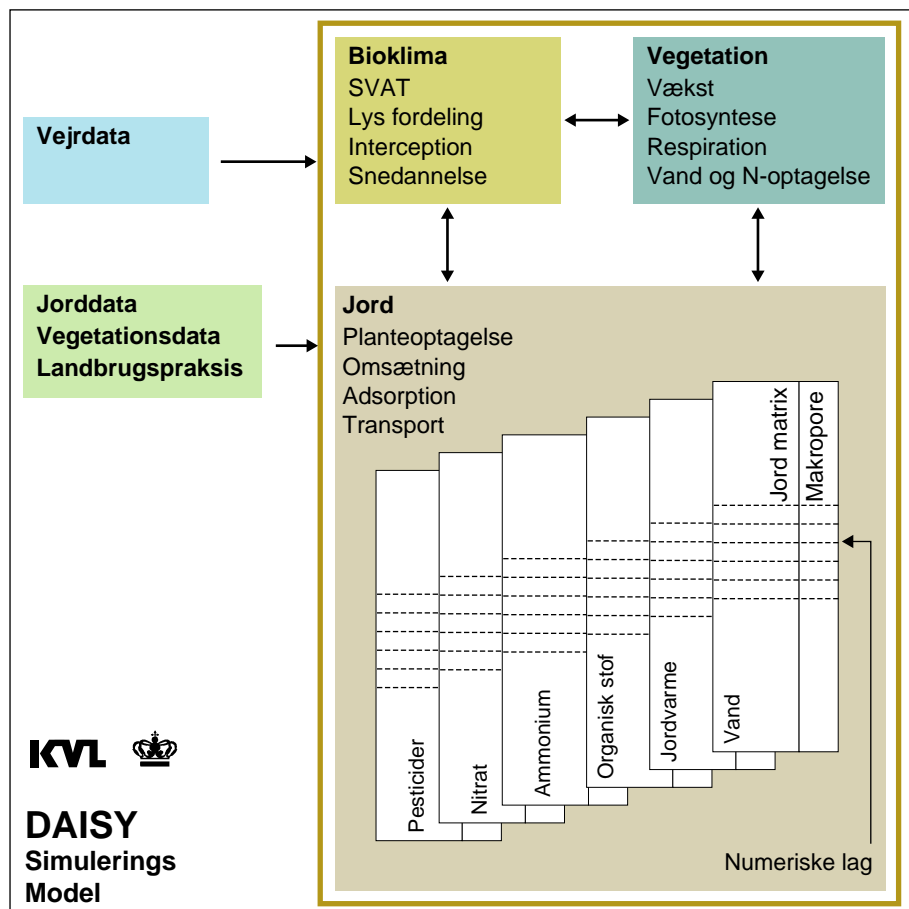
Figur 3.1 N-LES beregnet nitratudvaskning (kg N/ha) som funktion af kvælstofgødskning (N-niveau) for afgrøden korn efterfulgt af bar jord. Stiplet kurve= lerjord, ubrudt kurve=sandjord.

Som det fremgår af den statistiske model er nitratudvaskning en kompliceret proces som både afhænger af lokale klimaforhold (afstrømning), jorden (ler og humus indhold) samt af landbrugspraksis ved både det aktuelle års kvælstofgødskning (kvælstof tilført i foråret og efteråret, kvælstof afsat på marken), det generelle kvælstofgødnings-niveau på marken i de forudgående 5 år samt af sædskiftet beskrevet ved afgrødeeffekten. Modellens forklaringsgrad er på 57 %

hvilket betyder at anvendelse af modellen bør ske med stor forsigtighed. Der arbejdes med at videreudvikle modellen, hvor nye effekter såsom forfrugt inddrages. Dette arbejde forventes færdigt i sommeren 2003.

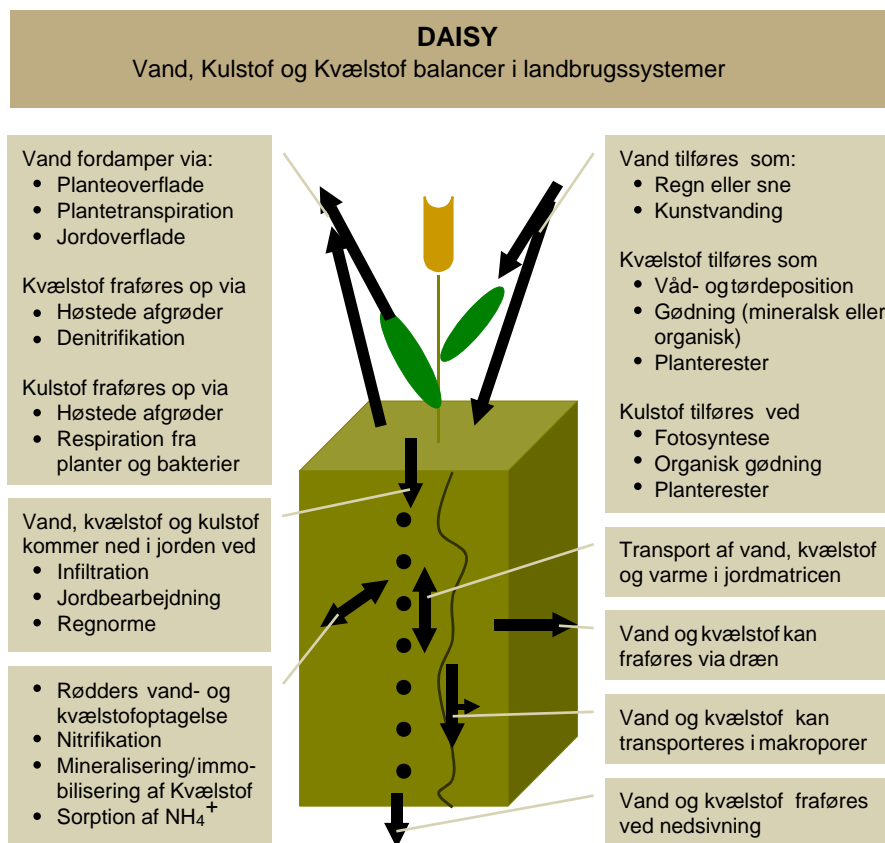
3.1.3 Den procesbaserede model - Daisy

I forbindelse med NPo-redegørelsen i 1990, blev der udviklet en procesorienteret simuleringsmodel Daisy (Hansen *et al.*, 1990a, Hansen *et al.* 1991, Abrahamsen & Hansen, 2001) til beskrivelsen af samspillet mellem sædskifte, jordtype, kvælstofgødskningen, samt klimaets betydning for vand- og kvælstofbalancen på markniveau. I figur 3.2 er vist et konceptdiagram over Daisy modellen. Modellen opdeles her i tre moduler (Bioklima-, Vegetation- og Jord-modulet). Modulerne drives af klima-, jord-, vegetations- og landbrugspraksisdata (Sædskifte, jordbehandlinger, gødskningspraksis). Inden for hvert modul beregnes en række processer som mellem modulerne er gensidig afhængig. Eksempelvis afhænger vandoptagelsen i rødderne (beregnet i jord modulet) af både transpirationen i vegetationen og vandindholdet i jorden. Kvælstofudvaskningen ud af rodzonen afhænger både af kvælstofoptagelsen i afgrøden, omsætning af organisk stof, tilførselstidspunkt og mængder af kvælstofgødning samt af vandtransporten ud af rodzonen. Daisy modellen beregner på time og dagsniveau.



Figur 3.2 Konceptdiagram over Daisy simulerings modellen (Abrahamsen og Hansen, 1999)

I figur 3.3 er vist en oversigt over de transportveje for vand, kulstof og kvælstof i jord-atmosfære systemet, samt de omsætnings- og optagelses-processer modellen regner på.



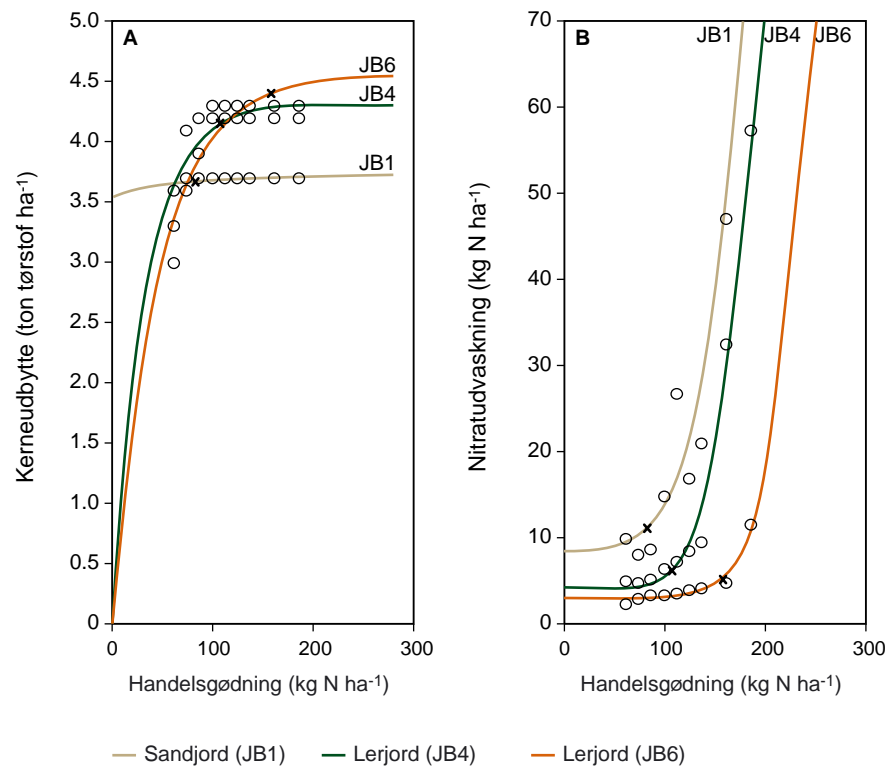
Figur 3.3 Oversigt over transportveje (angivet med pile) for vand, kulstof og kvælstof i jord-atmosfære systemet, samt angivelse af de processer der indgår i Daisy modellen.

DAISY-modellen er løbende blevet videreudviklet og testet i forskellig forskningsprojekter og er i dag en velafprøvet simuleringssmodel, der beregner vand- og kvælstofbalancer samt udbytter i afgrøden.

Modellen er blevet testet i en række nationale og internationale sammenhænge med gode resultater (*Diekrüger et al., 1995; Smith et al., 1998*).

Der arbejdes desuden med at indbygge et nyt fosfor-modul i modellen til beregning af en mark fosfor-balance. For at bruge modellen kræves et indgående kendskab til både model opbygningen samt jordfysik, jordkemi og agronomi. I et igangværende tvær-institutionelt projekt "Standardisering af Daisy modellen" arbejdes der med opstilling af standarder for parametre til operationel anvendelse af Daisy modellen til analyser på både bedriftsniveau og regional skala.

I figur 3.4 er vist et eksempel på den Daisy-beregnete sammenhæng mellem kvælstof tilført med handelsgødning (N-mineral) og høstudbytte og nitratudvaskning. Der skal gøres opmærksom på at de absolutte niveauer af udvaskning opgjort med N-LES (figur 3.1) og af Daisy (figur 3.4) ikke kan sammenlignes direkte da klima og sædskifte er forskellige i de to beregninger.



Figur 3.4 Eksempel på Daisy beregnet vårbyg udbytte (ton tørstof/ha) og udvaskning (kg N/ha) som funktion af tilført kvælstof med handelsgødning. Eksemplet er beregnet for tre jordtyper (sandjord (JB1), og to lerjorde (JB6 og JB4) beregnet med et klima målt ved Ødum (Østjylland). Cirklernerne angiver Daisy-beregninger, linierne er kurver fittet til cirklernerne for de tre jordtyper. Der skal gøres opmærksom på, at beregningerne er lavet med kun en afgrødefølge. I praksis vil størrelsen på nitratudvaskningen også afhænge af markens forhistorie, klimavariationer m.m. (Børgesen & Heidmann, 2002a).

3.1.4 Anvendelsesmuligheder og begrænsninger

Generelt gælder at N-LES og Daisy giver forskellig respons af kvælstof tilført med handels- og husdyrgødning på udvaskningen. Af figur 3.4 ses en meget lille stigning i udvaskning beregnet med Daisy som effekt af kvælstof tilført med handelsgødning i intervallet fra 50 kg mineralsk kvælstof op til 90-130 kg mineralsk kvælstof. Det skyldes at Daisy i dette interval beskriver at størsteparten af det tilførte kvælstof udnyttes af afgrøden. Efter kvælstof optimum for afgrøden er nået (angivet med et kryds på udvaskning og udbytte kurverne) øges udvaskning mere og går mod en hældning på 1, svarende til at et kg ekstra tilført kvælstof med handelsgødning medfører tilsvarende stigning i udvaskningen. Denne sammenhæng er veldokumenteret i både danske og udenlandske forsøg og er illustreret i fx Hansen *et al.*, 1990b. N-LES modellens kvælstofrespons (figur 3.1) bygger på en gennemsnitlig kvælstofrespons fundet i et meget heterogent datasæt. Kvælstof-responsen på udvaskningen beregnet med N-LES i intervallet omkring optimal kvælstoftilførsel ligger omkring 0.3 svarende til at 0.3 kg af 1 kg ekstra tilført kvælstof udvaskes.

En anden væsentlig forskel mellem N-LES og Daisy er, at Daisymodellens beregninger bygger på en balance betragtning, således at der i modellen gøres fuldt rede for hvad det tilførte kvælstof medfører i form af høstet kvælstof, udvaskning, denitrifikation samt ændringer i

kvælstof-puljen i jorden over flere år. N-LES modellen bygger på den gennemsnitlige et-årige kvælstofudvaskning, som er opnået i forsøgene der ligger til grund for de data, der indgår som kalibreringsgrundlag for modellen. Modellen gør derfor ikke fuldt rede for hele kvælstofbalancen.

De nævnte forskelle har betydning for modellernes anvendelsesområde.

N-LES modellen er relativt simple at anvende, fordi den ikke kræver så detaljerede data som Daisy-modellen. Den kan derfor være anvendelig til at skabe et overblik over belastningssituationen på stor skala, og kan bruges til at skønne hvordan mindre ændringer i arealanvendelse og landbrugspraksis slår igennem i oplandet eller regionen. Begrænsningerne ligger i modellens empiriske basis, som gør at man bør være meget forsigtig med at ekstrapolere, det vil sige analysere virkemidler som indeholder elementer der ikke er indeholdt i datagrundlaget bag modellen. Ligeledes er det en begrænsning at der ikke i modellen gøres fuldt rede for skæbnen af det tilførte kvælstof. Ved indgreb, som retter sig mod ændringer på bedriftsniveau, er det vigtigt at kunne sandsynliggøre effekter på såvel udvaskning og høstudbytter. Modellen er derfor ikke egnet til at beskrive udvaskningen for en enkelt bedrift.

Daisy-modellen er mere ressourcekrævende at anvende, fordi den kræver mere detaljerede data om jordbundsforhold og landbrugspraksis. Modellens styrke er derimod at den er procesbaseret og massebevarende, hvilket gør at den kan anvendes til at vurdere effekter af mere vidtrækkende indgreb i landbrugsdriften end N-LES modellen. Desuden er det muligt i langt højere grad at inddrage lokale data i beregningerne, hvilket betyder at modellen også kan anvendes til vurdering af effekter af tiltag på bedriftsniveau.

Landsdækkende modelberegninger af kvælstofudvaskningen (*Børgesen & Heidmann, 2002b*) med de to modeller Daisy og N-LES har vist, at på landsplan er afvigelsen i total udvaskning lille mellem de to modeller. Således tyder det på at begge modeller kan anvendes til at beregne et gennemsnitligt udvaskningsniveau på regional skala.

Balancemetoden kræver kendskab til kvælstofbalancer for både stald/lager og mark, hvilket i praksis kun muliggør anvendelse på bedriftsniveau. Metoden er under udvikling og derfor ikke afprøvet mod målte data. Metoden tager ikke hensyn til de parametre der i både N-LES og Daisy modellerne er fundet som nøgleparametre i beskrivelsen af udvaskningen i bestemte år, herunder afstrømning, dræningsforhold og gødskningspraksis.

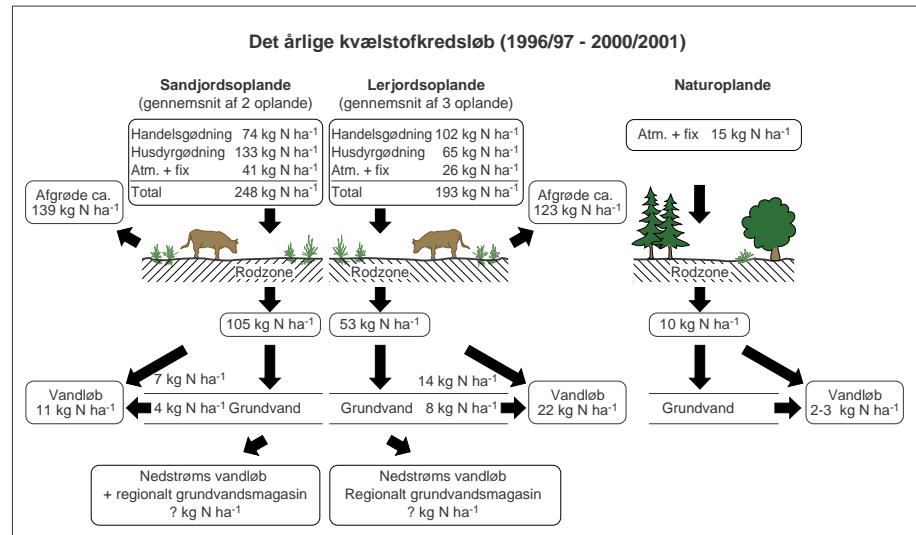
Fordelen ved metoden er, at der anvendes data, som er målbare i landbrugsproduktionen, fx kvælstofudbytter i marken og kvælstof tilført med husdyrgødning beregnet på baggrund af stald/lagerbalancer, som er bedriftsspecifikke. På bedriftsniveau er disse data sandsynligvis mere rigtige end både modelberegnete høstudbytter og normtal for kvælstof udbragt med husdyrgødning.

Metoden vil dog ikke kunne bruges til at beregne kvælstofudvaskning på enkelte marker i bestemte år.

3.2 Beregning af nitrattransport fra bunden af rodzonen til søer og vandløb

Indledning

Kvælstof processerne bliver oftest målt og analyseret som enkeltprocesser (udvaskning fra rodzonen, reduktion i undergrunden, reduktion i å-nære områder, osv.) uden forsøg på at forstå hele kredsløbet. En undtagelse herfra er de årlige rapporter fra landovervågningsoplandene, hvor der forsøges opstillet kvælstofkredsløb for de fem LOOP oplande (figur 3.5).



Figur 3.5 Gennemsnitstal for kvælstofkredsløbet i landovervågningsoplandene (Grant et al., 2002)

Herfra fremgår det, at 90 % af det udvaskede kvælstof i sandjordsoplandene ikke kan genfindes i vandløbene inden for de to oplande, mens 58 % af kvælstoffet på lerjordsoplandene ikke når vandløbene. Som antydnet på figur 3.5 vil noget af det 'forsvundne' nitrat strømme til dybere, regionale grundvandsmagasiner. Ligeledes er der en betydelig usikkerhed omkring ændringer af kvælstofindholdet i jordpuljen. Men størstedelen af forskellen mellem rodzoneudvaskningen og vandløbsbidraget må dog forventes at forsvinde (blive reduceret) undervejs. En sammenstilling af estimerede nitratudvaskninger med nitrattransport ved vandløbsstationer for større områder viser at mellem 20 % og 60 % af nitraten forsvinder i deloplande på Fyn (Pedersen, 2003), mens det tilsvarende interval for deloplande til Mariager Fjord er 8 % - 63 % (Wiggers et al., 2002).

Nitratreduktionen kan forekomme to steder, nemlig:

- Reduktion af nitrat i undergrunden. Det kan ske, hvis nitraten på sin vej mod vandløbet passerer en anaerob zone i grundvandet.
- Reduktion af nitrat i de ånære områder, enten i humusholdige områder i ådalene eller i selve åbunden, der ofte indeholder organisk sediment.

Ovenstående 'genfindelsesprocenter' kompliceres af, at vandet kan være længe undervejs, og at det udstrømmende vand derfor ikke afspejler nedsivningsforholdene, som de ser ud i dag.

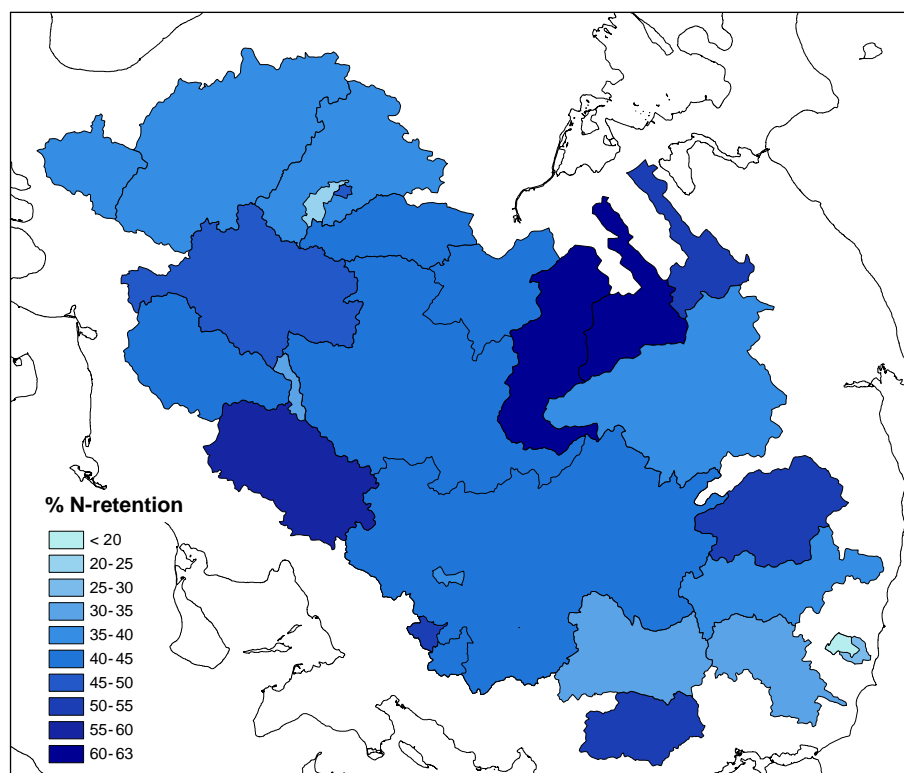
Under alle omstændigheder er der et stort behov for kvantitativt at kunne beskrive kvælstofkredsløbet hele vejen fra rodzonen til vandløbet. Uden en sådan beskrivelse vil det ikke være muligt at kvantificere, hvilken effekt indgreb i arealanvendelse/landbrugspraksis vil have på vandmiljøet og hvorledes effekten varierer fra område til område.

Der findes adskillige modeller, som beskriver skæbnen kvælstof. Nogle af dem beskriver 'kun' nitratudvaskning fra rodzonen mens andre beskriver hele kvælstofkredsløbet på oplandskala, se fx *Thorsen et al. (1996)* eller *Euroharp (2003)* for oversigter. I de få hidtil gennemførte danske studier af kvælstofkredsløbet, er anvendt to forskellige metoder til at beskrive fjernelsen af nitrat i grundvandet, nemlig en simpel metode, der kan anvendes til at vurdere den gennemsnitlige fjernelse, og en procesbaseret metode, der forholder sig til præcis hvor processerne foregår.

3.2.1 Simplificeret metode – oplandsbaseret reduktionsfaktor

Metode

I den simplificerede metode beregner man nedsivningen af nitrat i dag, samt udsivningen af nitrat i vandløbene, og bestemmer hvor stor en fraktion, der er forsvundet undervejs. Denne reduktionsfaktor bestemmes ved at sammenholde beregnede værdier af nitratudvaskningen inden for et opland til en vandløbsstation med målte værdier af nitrattransporten i den pågældende vandløbsstation. Hermed fås en reduktionsfaktor for hvert opland, hvor der måles vandløbstransport af nitrat, se fx figur 3.6.



Figur 3.6 Reduktionsfaktorer for 26 fynske oplande (Pedersen, 2003)

Reduktionsfaktorerne er empiriske koefficienter, der er fastlagt uden hensyntagen til oplandenes hydrogeologiske forhold. Den rumlige opløsning er bestemt af målestationernes placering. En del af oplandene udgøres af områder mellem to målestationer. Tilskuddet fra sådanne områder estimeres ved at trække to måleserier fra hinanden. Usikkerheden på en sådan 'differens' er derfor større end for almindelige oplande, hvilket medfører en tilsvarende større usikkerhed på rektionsfaktorerne.

Denne metode er hidtil blevet anvendt på Mariager Fjord (*Wiggers et al., 2002*) og Odense Fjord (*Pedersen, 2003*).

Anvendelsesmuligheder og begrænsninger

Metoden er relativ simpel at anvende, fordi den ikke kræver detailkendskab og -data omkring hydrologiske og geologiske forhold i oplandet. Ved vurderinger af hvordan ændret landbrugspraksis vil påvirke koncentrationerne i åen, ganges den ændrede nedsivning fra rodzonen med de fundne rektionsfaktorer, og en ny nitratbelastning beregnes.

Denne metode giver sandsynligvis et rimeligt estimat af en ændret nitratbelastning, hvis den ændrede landbrugspraksis sker jævnt fordelt over området, og der ikke samtidigt sker ændringer i strømningsforhold (ændret dræning) eller ændringer i forholdene i de ånære områder. Men det er også en forudsætning, at transporttiden i grundvandet ikke er for lang, idet dette komplicerer beregningen af hvor stor en fraktion, der egentligt reduceres.

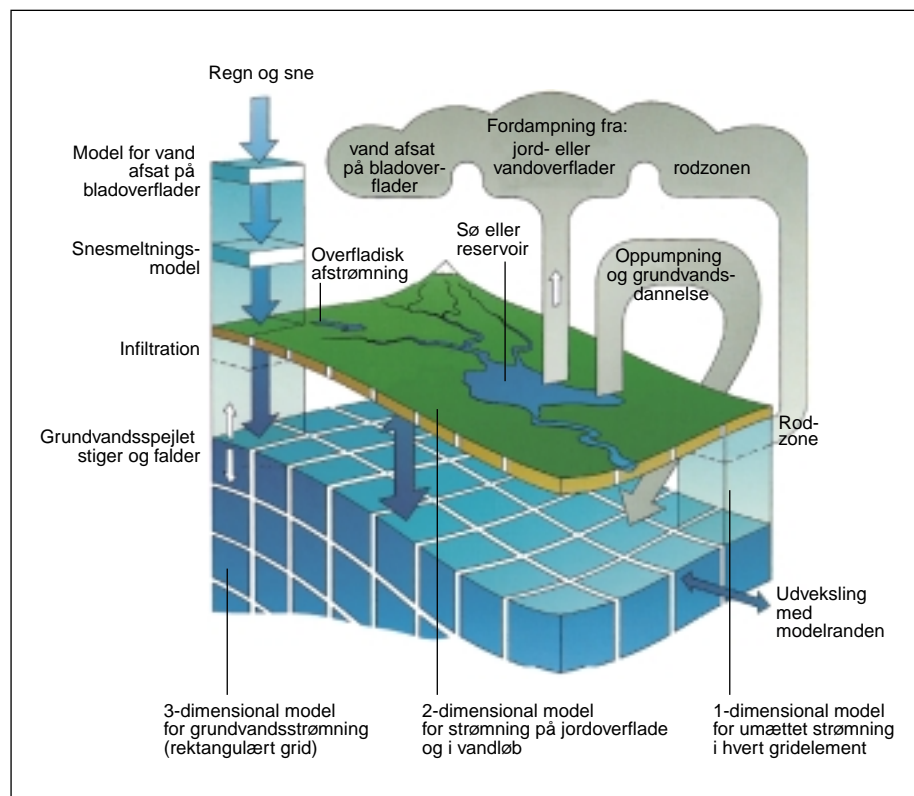
En væsentlig begrænsning ved metoden er, at rektionsfaktorerne har en rumlig opløsning svarende til et målestationsopland. Det er derfor ikke muligt at forholde sig til, hvad der sker inden for de enkelte oplande, hvor forholdene måske kan variere betragteligt. Det vil eksempelvis sige, at metoden ikke er velegnet til at vurdere hvorvidt det ene eller andet areal bør tages ud af omdrift, eller hvor stor en påvirkning på den samlede transport, en lokal ændring i dræning eller andre strømningsforhold vil få.

En anden begrænsning er, at metoden opererer på årlige værdier. Typisk benyttes metoder til estimering af nitratudvaskning som giver årsværdier. Disse samt rektionskoefficienterne kan derfor ikke benyttes på mindre tidsskala.

3.2.2 Procesbaserede modeller

Metode

Alternativet til den simple metode er at beskrive de faktiske strømningsveje i oplandet. Det kan gøres ved hjælp af en koblet overfladevands/grundvandsmodel som fx MIKE SHE (*Abbott et al., 1986; Refsgaard og Storm, 1995*). MIKE SHE kan kategoriseres som en procesbaseret og fuldt areal-distribueret hydrologisk model. Vandkredsløbet i oplandet beregnes ved numerisk løsning af de ligninger, som beskriver vandstrømninger på jordoverfladen, i den umættede zone og i grundvandszonen. Figur 3.7 viser hvorledes MIKE SHE-modellen er sammensat.



Figur 3.7 Oversigt over MIKE SHE's opbygning.

I en distribueret model repræsenteres oplandets karakteristika i den horisontale udstrækning af et net af kvadrater (celler eller beregningskasser). I hver celle opdeles jordsøjlen desuden i et antal beregningspunkter fra jordoverfladen til den nedre grænse for vandstrømningen. Vandløbssystemet antages at ligge i randen mellem to celler. MIKE SHE er koblet til vandløbsmodellen MIKE 11, der beskriver strømningen i vandløbet som strømningen mellem en (endimensionel) række af beregningspunkter.

Til hvert beregningspunkt knyttes dels parameterverdier, og dels koder, der angiver vegetation, jordtyper og geologi. Til hver kode hører en række parametre eller funktioner som nøjere beskriver de enkelte vegetationstyper, jordtyper eller geologi. Desuden kan forhold som drænsystem, indvindingsboringer og lignende også beskrives i modelsystemet.

I modellen falder nedbøren på jordoverfladen og kan trænge ned i den umættede rodzone, der beskrives som en-dimensionelle søjler, eller løbe af på overfladen til åer eller søer. Fra rodzonen kan vandet fordampe eller trænge længere ned til grundvandet, der er beskrevet som et tredimensionalt netværk af beregnings"kasser". Strømningen af vand og stof beskrives som gående fra en kasse til den næste som funktion af tiden. Strømningernes hastighed og retning bestemmes af de geologiske forhold og trykforholdene i de enkelte beregnings"kasser". Opstilling af en god strømningsmodel er derfor også betinget af et godt kendskab til den lokale geologi.

Nitraten (og andre stoffer) bevæger sig med vandstrømningen i modellen og transporten beskrives ved hjælp af advektionsdispersionsligningen. Derudover er det muligt at tilføje forskellige procesbeskrivelser. Fjernelse af nitrat i grundvandet beskrives ofte

som en 1. ordens fjernelse af stof, dvs. stof fjernes med en rate, der ganges på mængden af tilstedeværende stof til hvert beregningstidspunkt. Tilstedeværelsen af reduktionszoner i grundvandet beskrives således modelmæssigt som en række beregningskasser, hvor nitrat fjernes med en høj rate. De områder, hvorfra nitrat passerer reduktionszonen, bidrager altså ikke (eller kun i ringe grad) til nitraten i åen. Dermed er det muligt at anvende modellen til at vurdere om ændringer et bestemt sted i oplandet vil slå igennem på de simulerede koncentrationer i åerne (jvf. figur 7.4). Det er desuden muligt at vurdere hvor lang tid det vil tage, før en effekt kan ses af indgreb kan ses i overfladevandet. Denne procesbeskrivelse har været implementeret i flere studier af Karup Å-området (*Styczen og Storm, 1993; Jessen, 2001; Refsgaard et al., 1999; Thorsen et al., 2001*)

På samme måde er det muligt at beskrive fjernelse af nitrat i ånære områder. Her er det dog vigtigt at forholde sig kritisk til den skala, modellen opstilles i. Hvis de ånære områder strækker sig 100 m fra åen, bør modellens beregnings" kasser" være i samme størrelsesorden, og lagtykkelsen anvendt i modellen skal stemme nogenlunde overens med lagtykkelsen på de lag, der virker reducerende. Ellers beskriver modellen i realiteten en sammenblanding af forhold inden for en enkelt beregningskasse. Det vil ofte være hensigtsmæssigt at beskrive sådanne forhold i en mere detaljeret delmodel, frem for at arbejde med samme detaljeringsgrad overalt i modellen. Dette har været forsøgt beskrevet i et studie af Brøns Å (*Jessen et al., 2001*).

I nogen tilfælde kan der være behov for at kombinere beskrivelsen af reduktion i ånære områder af tilstrømmende grundvand, med reduktion af nitrat, der kommer med å-vand via oversvømmelser. Det er først for nylig blevet teknisk muligt at beskrive begge disse fænomener konsistent ved hjælp af en koblet MIKE SHE/MIKE11-model. Procesbeskrivelserne indeholder her både planteoptagelse, mineralisering/immobilisering af kvælstof i organiske puljer og denitrifikation. (*DHI, 2002e*)

Reduktion af nitrat i grundvand, der strømmer gennem humusrigt sediment i åbunden er beskrevet i litteraturen (*Christensen & Sørensen, 1988*), men har så vidt vides ikke været implementeret i en detaljeret model endnu.

Anvendelsesmuligheder og begrænsninger

Metoden er meget ressourcekrævende, fordi den forudsætter detailviden om de geologiske forhold i oplandet indbygget i en integreret hydrologisk model, som indeholder både grundvands- og vandløbsbeskrivelser.

Metodens styrke er dels, at det er en procesbaseret metode, og dels, at den foretager beregninger på en væsentlig mere detaljeret skala end de oplandsbaserede metoder. Den procesbaserede metode betyder, at man alt andet lige vil kunne have større tiltro til ekstrapolationer end tilfældet er for rent empiriske metoder, selv om det skal understreges, at metodens evne til at foretage sådanne prædiktioner bør testes, før den anvendes i praksis i konkrete situationer. Hvor lille skala, metoden med succes kan anvendes på, afhænger dels af den numeriske

diskretisering (kassestørrelse) og dels af, hvor detaljeret inputdata, herunder specielt de geologiske informationer, er. På grund af usikkerhed på inputdata vil metoden i mange situationer kræve at resultaterne aggregeres over flere beregningskasser for at opnå tilstrækkelig nøjagtighed, hvorimod usikkerheden på resultaterne fra de enkelte beregningskasser ofte vil være for stor til at kunne anvendes i praksis.

Metoden har kun været anvendt og testet i begrænset omfang i Danmark. I Karup Å's opland er fordelingen af nitratkoncentrationer i grundvandet på oplandsskala blevet valideret mod feltdata. Detailresultater ned til 500 m skala i Karup er blevet beregnet, men det har ikke været forsøgt testet, hvor lille skala metoden har gyldighed for.

Metoden er baseret på en dynamisk simulering af vandstrømninger og stoftransport med tidsskridt af størrelsesorden timer. Det muliggør simuleringer af hvordan nitrattransporten til et vandområde er fordelt på årstiderne.

3.2.3 Konklusioner

De to hidtil anvendte metoder i Danmark har hver deres styrker og begrænsninger.

Metoderne baseret på estimering af *oplandsbaserede reduktionsfaktorer* er relativt simple at anvende for så vidt angår krav til modelteknik og data. De kan være udmærket til at skabe et overblik og kan være brugbare til at skønne hvordan mindre ændringer i arealanvendelse og landbrugspraksis slår igennem med hensyn til nitratbelastning i mellemstore til store oplande. Begrænsningerne ligger i metodens empiriske basis, som gør at man bør være meget forsigtig med store ekstrapolationer (store ændringer i landbrugspraksis/arealanvendelse), samt at metoden ikke kan sige noget om, hvorledes forholdene varierer inden for et målestationsopland. Dvs. metoden kan ikke anvendes til at vurdere effekten af lokale indgreb.

De *procesbaserede modeller* har større potentiale end de simple metoder, men stiller til gengæld også langt større krav til datagrundlag og modelteknik. Den største potentielle fordel er, at sådanne modeller kan have en prædiktiv evne på langt mindre rumlig skala end de oplandsbaserede reduktionsfaktorer, hvilket indebærer at de i mange tilfælde formentlig vil kunne benyttes til at vurdere effekten af lokale indgreb. Desuden må det forventes at procesbaserede metoder er bedre til at foretage ekstrapolationer end empiriske metoder.

De procesbaserede modeller har den fordel, at de kan beregne nitrattransporten på time/dag basis, mens metoderne baserede på oplandsbaserede reduktionsfaktorer kun kan benyttes til årsværdier. Det kan have betydning for vurdering af transporten til fjorde med opholdstid af størrelsesorden uger-måneder, hvor det ikke er ligegyldigt hvordan en evt. reduktion i nitratbelastningen fordeles på sommer og vinter.

Det skal dog understreges, at metoderne principielt altid bør udsættes for aftestning mod uafhængige feltdata (validering), før de anvendes i praksis på konkrete områder. Det kan fx i praksis ske ved at

kalibrere på en del af dataene og benytte den resterende del af dataene til uafhængige valideringstest. I nogle situationer, fx hvor det drejer sig om forudsigelser af effekten af nye typer indgreb, kan det være næsten umuligt at lave sådanne valideringstest. Det betyder ikke, at en model ikke kan benyttes som grundlag for beslutninger, men det betyder, at modellens evne til at lave troværdige prædiktioner ikke er dokumenteret, og at modelresultaterne derfor bør klassificeres som mindre troværdige end i situationer med vel gennemførte valideringstests.

3.3 Beregning af miljøtilstand i søer

Introduktion

Det er ofte ønskeligt at kunne beregne miljøtilstanden i søer ud fra givne forudsætninger om næringsstofftilførslen. Det kan dreje sig om en enkelt sø i forbindelse med restaureringsplaner, søerne i et område i forbindelse med fx regional planlægning eller i forbindelse med fastlæggelse af nationale krav til næringsstofftilførslen til søer. I alle tilfælde er det nødvendigt eller i hvert fald mest hensigtsmæssigt at anvende kvantitative sammenhænge, dvs. en modelmæssig angrebsvinkel.

To hovedtyper af modeller anvendes henholdsvis de "simple sømodeller" og "procesbaserede sømodeller". Simple sømodeller er oftest simple empiriske relationer mellem en enkelt responsvariabel (fx totalfosfor i søvandet) og en enkelt eller få drivende variable (fx fosfortilførslen), hvor relationerne oftest beskrives med simple matematiske udtryk. Simple sømodeller vil oftest blive brugt flere ad gangen idet den enkelte kun kan give svaret på en enkelt problemstilling.

Procesbaserede sømodeller er derimod oftest ret komplicerede modeller, der i detaljer beskriver hele eller dele af søernes økosystem og dets processer. De procesbaserede modeller vil have et væsentlig større krav til inddata såvel omfang som detaljeringsgrad, men kan til gengæld også oftest give svar på en række spørgsmål vedrørende en søkosystemets respons på fx nedsat fosfortilførsel. I praksis er også procesbaserede sømodeller naturligvis forsimplede beskrivelser af naturen, og ydermere er der også i de procesbaserede sømodeller ofte indbygget simple modeller.

Et godt eksempel er modelleringsarbejdet med "TRANS" i forbindelse med det Strategiske Miljøforskningsprogram. I dette projekt blev sammenhængen mellem oplandsudnyttelse, næringsstoftransport og -omsætning samt den økologiske respons i vandløb og søer beskrevet gennem en kombination af en hydroprocesbaseret model (MIKE 11) og en række simple empiriske modeller for vandløb og søer. Analyseredskabet "TRANS" blev brugt til at demonstrere konsekvenserne for vandløb og søer af ændret arealudnyttelse, naturopretning mv., men begrænsningen i modeltypen illustreres meget godt af at resultaterne var specifikke for det pågældende opland, og ikke umiddelbart kunne opskaleres fx til nationalt niveau (*Kronvang et al, 1997*). Dette mindsker ikke nødvendigvis styrken af resultaterne, men

man skal naturligvis være opmærksom på de oplandsspecifikke forudsætninger, hvis man vil drage konklusioner fx på nationalt niveau.

3.3.1 Simple sømodeller

De simple sømodeller – dvs. empiriske sammenhænge mellem søers næringsstoffkoncentration og deres miljøtilstand har længe været anvendt som et simpelt instrument til at vurdere og forudsige søers vandkvalitet på baggrund af ændringer i næringsstoffbelastning. *Brøgger & Heintzelmann (1979)* startede udviklingen af danske simple sømodeller i forbindelse med projektet ”Simple stofbalance- og eutrofieringsmodellers anvendelse i recipientplanlægning”. Såvel data- som vidensgrundlaget for de danske søer var på daværende tidspunkt ret begrænset, men ikke desto mindre lykkedes det at etablere en række simple sømodeller, der var praktisk anvendelige. Det store gennembrud for simple sømodeller kom dog først i forbindelse med NPo-forskningsprogrammet, hvor der gennem projektet ”Eutrofieringsmodeller for søer” blev etableret en række empirisk baserede simple sømodeller for såvel næringsstofftransport og omsætning i danske søer og for den økologiske respons (fx sigtdybde, planktonmængde eller undervandplanters udbredelse) i de danske søer som konsekvens af næringsstoffbelastningen (*Kristensen et al., 1990*). De udviklede modeller er blevet anvendt såvel i regional forvaltning som ved konsekvensberegning nationalt eller regionalt.

Modellerne er blevet opdateret gennem 1990’erne dels på baggrund af ny viden især omkring biologiske forhold i søerne og dels på baggrund af de standardiserede datagrundlag Vandmiljøplanens overvågningsprogram har etableret. Den seneste større opdatering findes i *Jensen et al. (1997)* samt ved etablering af værktøjer til beregning af kvælstofomsætning og biologisk respons i VMPII-vådområder (*Skov- og Naturstyrelsen, 2000*).

Modellerne er som navnet siger simple relationer, og er derfor en forsimplicering af søernes respons i forhold til en given påvirkning. I modellerne opfattes søerne typisk som totalopblandede beholdere, der modtager en ekstern tilledning og i hvilke der sker et tab. Fosfor tabes via sedimentation og permanent indlejring i søbunden, mens kvælstof også kan tabes via denitrifikation og afgang til atmosfæren. Tilsvarende opererer modellerne med en entydig og umiddelbar biologisk respons (fx klorofylmængden) på næringsstoffmængden i søerne og dermed til næringsstofftilførslen til søerne.

En oversigt over metoderne og modeller er blandt andet givet under NPo-forskningsprogrammet *Kristensen et al. (1990)*.

En svaghed ved de empiriske modeller er at de som udgangspunkt er beskrevet for søer i ligevægt, dvs. de tager ikke højde for den situation som er gældende for mange danske søer for øjeblikket, nemlig at sedimentet efter en reduktion i den eksterne fosforbelastning nu er i gang med indstille sig til nye indløbskoncentrationer. Det er en proces, som kan tage lang tid, - i visse søer flere årtier. Denne interne fosforbelastning betyder at søkoncentrationen – ikke mindst om sommeren, i høj grad er bestemt af udvekslingen mellem sediment og vand og derfor kun i ringe grad er bestemt af indløbskoncentration.

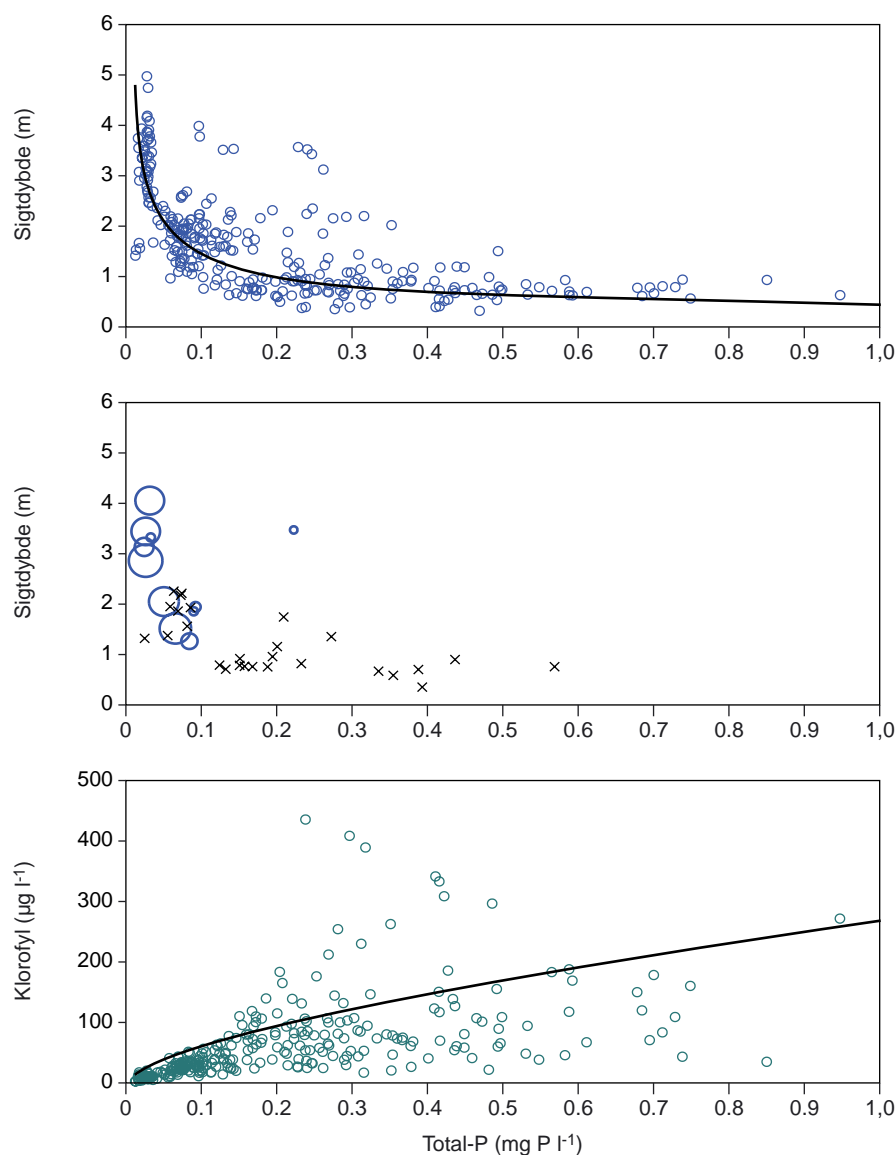
Et andet generelt problem for mange af de empiriske modeller er at de typisk beskriver perioder som gennemsnit (typisk gennemsnit for år eller sommer), selv om der i søerne sæsonmæssigt kan være store og betydningsfulde variationer betinget af den biologiske udvikling. Dette gælder for fosfor typisk modeller af Vollenweider-typen, der relaterer en given årlig fosforbelastning (indløbskoncentration) til en givent gennemsnitlig søkoncentration på baggrund af forskelle i vandets opholdstid. Både for kvælstofs og fosfors vedkommende er der dog også udviklet simple modeller, der blandt andet på baggrund af temperaturen, beskriver den sæsonmæssige dynamik (Jensen et al., 1994; Windolf et al. 1996; Jensen et al, in prep.).

De mest anvendte sammenstillinger af empiriske relationer mellem næringsstofindhold, vanddybde og sigtdybde, klorofyl *a* og suspenderet stof er baseret på data fra overvågnings søerne (tabel 3.1) (Jensen et al. 1997). De 37 søer (41 søbassiner), der indtil 1996 indgik i overvågningsprogrammet, repræsenterer et bredt udsnit af de danske søer både hvad angår forskelle i morfologi, oplandsstørrelse, søstørrelse og dybdeforhold såvel som belastningsmæssige forhold fra stort set upåvirkede, klarvandede søer til meget næringsrige søer med uklart vand.

Tabel 3.1 Relationer mellem sigtdybde/klorofyl *a* (sigt/Chla) og totalfosforkoncentration (P_{tot}), middeldybde (Z) og suspenderet stof (SS) på baggrund af data fra 37 overvågnings søer. N er antal søer. Fra Jensen et al. 1997.

Sigtdybde/klorofyl	Variable	r ²	N	p<
Sommer mod sommer				
Sigt =	0,40 · P _{tot} ^{-0,54}	0,60	309	0,0001
Sigt =	0,33 · P _{tot} ^{-0,53} · Z ^{0,20}	0,67	309	0,0001
Sigt =	5,7 · SS ^{-0,59}	0,60	306	0,0001
Sigt =	4,6 · SS ^{-0,57} · Z ^{0,16}	0,64	306	0,0001
Chla =	271 · P _{tot} ^{0,66}	0,46	311	0,0001
Chla =	293 · P _{tot} ^{0,59} · Z ^{-0,26}	0,489	311	0,0001
Chla =	57 · Sigt ^{-1,35}	0,69	309	0,0001
Sommer mod år				
Sigt =	0,36 · P _{tot} ^{-0,57}	0,53	309	0,0001
Sigt =	0,27 · P _{tot} ^{-0,59} · Z ^{0,27}	0,63	309	0,0001
Chla =	311 · P _{tot} ^{0,67}	0,42	311	0,0001
Chla =	355 · P _{tot} ^{0,60} · Z ^{-0,34}	0,47	310	0,0001
År mod år				
Sigt =	0,58 · P _{tot} ^{-0,44}	0,48	309	0,0001
Sigt =	0,47 · P _{tot} ^{-0,40} · Z ^{0,30}	0,68	309	0,0001
Sigt =	5,8 · SS ^{-0,58}	0,62	309	0,0001
Sigt =	4,1 · SS ^{-0,51} · Z ^{0,19}	0,70	306	0,0001
Chla =	266 · P _{tot} ^{0,75}	0,42	311	0,0001
Chla =	285 · P _{tot} ^{0,69} · Z ^{-0,20}	0,44	311	0,0001
Chla =	63 · Sigt ^{-1,6}	0,74	309	0,0001

Relationerne har været meget anvendt til at beskrive de generelle sammenhænge mellem næringsstofindhold og en række forskellige biologiske variable. En af de velkendte sammenhænge, er, at der i søer med højt fosforindhold er en lav sigtdybde og højt klorofylindhold, og at det normalt først er ved koncentrationer under ca. 0,1 mg P/l, at sigtdybden øges til over 1 meter (figur 3.8).

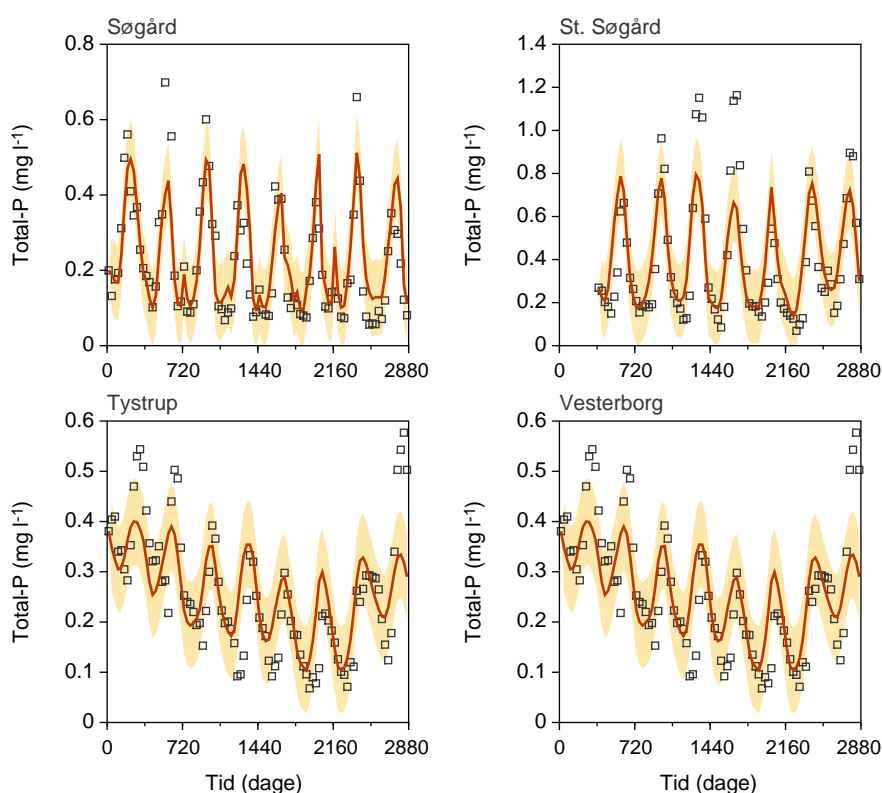


Figur 3.8 Øverst: Relationen mellem sigtdybde og totalfosfor (sommer). Linien er den tilsvarende relation fra tabel 3.1. I midten: Relationen mellem sigtdybde og totalfosfor (sommer). Størrelsen af cirklen angiver det relative plantedækkede areal (RPA) af undervandsplanter. Hvis symbolet er et x er RPA <2%. Nederst: Relationen mellem klorofyl og total fosfor (sommer) Linien er den tilsvarende relation fra tabel 3.1

En af de empiriske relationer, der beskriver sæsonvariationen i fosforkoncentrationen i uklare søer (P2) er valideret mod data fra 16 søer, som ikke indgik i udviklingen af modellen (eksempler vist i figur 3.9). Styrken af denne model illustreres af, at den gennemsnitlige afvigelse mellem observerede og simulerede årlige fosforkoncentrationer i søerne i denne model var omkring 5 %, hvorimod afvigelsen ved anvendelse af den mere traditionelle Vollenweider-model i gennemsnit var 56 %.

Der er dog også en del søer, som falder uden for den generelle sammenhæng, idet der selv ved fosforkoncentrationer på over 0,2 mg P l⁻¹ findes søer med en sigtdybde på over 2 meter. Dette kan være søer, som er kvælstofbegrænsede, søer med mange undervandsplanter eller søer med fiskedød, der for en tid kan medføre klarvandede forhold. De store forskelle der ses i sigtdybde ved et givent fosforniveau

viser, at de biologiske forhold, herunder ikke mindst udbredelsen af undervandsplanter og fiskebestandens sammensætning og mængde også har stor betydning for vandkvaliteten. Overvågnings søer med en større udbredelse af undervandsplanter har alle en fosforkoncentration under $0,1 \text{ mg P l}^{-1}$ og samtidig en relativ god sigtddybe. Søerne i denne gruppe har ikke en sigtddybe-totalfosfor relation, der er anderledes end søer uden undervandsplanter. Den positive effekt, som undervandsplanter har for sigtddyben, ses imidlertid tydeligt ved intermediære fosforkoncentrationer ($0,1\text{-}0,2 \text{ mg P l}^{-1}$), hvor både den uklare og klarvandede tilstand er mulig. Store ændringer indenfor små næringsstofområder og skift mellem den klarvandede og uklare tilstand indenfor samme næringsstofniveau vanskeliggør også anvendelsen af mere procesbaserede modeller til at beskrive sammenhænge mellem fosforkoncentrationer og sigtddybe/klorofyl indhold.



Figur 3.9 Eksempel på validering af den empiriske model (P2) mod data fra 4 overvågnings søer. Figuren viser udviklingen i målte (firkanter) og simulerede fosforkoncentrationer (kurver) i mg P/l med angivelse af 95 % sikkerhedsgrænser.

3.3.2 Procesbaserede sømodeller

De procesbaserede sømodeller er som tidligere nævnt ret komplicerede matematiske beskrivelser af hele eller dele af søernes økosystem, hvor der ofte er et højt krav dels af drivende variable (vand- og stoftilførsel, klima osv.) og dels skal systembeskrivelserne (fx sømorfometri eller vandløbsprofiler) være ret detaljerede. Ikke desto mindre er der i Danmark en tradition for udvikling og brug af procesbaserede sømodeller, gode eksempler er fx Glumsø-modellen (Jørgensen *et al.*, 1986) og sømodulerne i MIKE-modellerne (DHI, 2002a, DHI 2002b). Selvom Glumsø-modellen også internationalt er en velkendt

model, har den yderst sjældent været anvendt ved praktisk forvaltning af danske søer. MIKE-modellerne har til gengæld været anvendt på en række danske oplande og oplandenes søer i den regionale forvaltning. Tilsvarende har MIKE-modellerne været anvendt i forbindelse med forvaltning af vandområder i andre lande som fx Lake Klamath (USA), River Usk Barrage (Wales), Taihu lake (Kina) samt Gabčíkovo reservoiret mellem Slovakiet og Ungarn.

3.3.3 Valg af modeller

Ofte vil karakteren af den problemstilling man ønsker at håndtere allerede være med til at bestemme modelvalget. Ønskes der en detaljeret beskrivelse af et enkelt system vil man oftest anvende en mere kompliceret procesbaseret model, mens man ved nationale udredninger, herunder konsekvensberegninger der kræver mange modelkørsler oftest vil vælge en simpel model. Også en parameter som regnetid spiller en rolle, idet det kan være ufremkommeligt at gennemføre detaljerede scenarieberegninger med komplekse procesbaserede modeller alene på grund af regnetiden.

Uanset disse overvejelser kan begge modeltyper principielt anvendes til de fleste opgaver, men resultattolkningen vil være væsentlig forskellig. Simple modeller kan kun behandle en eller få drivende variable på en gang, og tolkningsmæssigt er det vigtigt at vide såvel hvad modellen indeholder, men også de processer og sammenhænge der ikke er inkluderet i modellerne er væsentlige at overveje ved tolkningen. Et eksempel er ændret klimapåvirkning som typisk ikke vil være med i de simple modeller, idet det antages eksplicit at klimaforhold er uændrede. Til gengæld er der ofte en entydig sammenhæng mellem årsag og virkning, som så til gengæld kan være en meget forsimplet beskrivelse af søerne. De procesbaserede modeller giver en mere detaljeret og kompleks beskrivelse af søernes økosystem, og indeholder oftest (mange af de) de relevante drivende variable, hvorfor resultattolkningen oftest har fokus på at forstå de mere komplekse årsags-virkningssammenhænge og på at generalisere de specifikke resultater. Hverken procesbaserede eller empiriske modeller kan på nuværende tidspunkter modellere ændringer i den biologiske funktion af søer eller skift mellem alternative ligevægtstilstande ved en given næringsstofkoncentration.

Også sikkerheden på de modellerede resultater er ofte væsentlig forskellig mellem simple og procesbaserede sømodeller. De procesbaserede modeller kan og skal oftest kalibreres til de specifikke søer og oplande, men har derfor ofte også en høj prædiktiv styrke ved fremskrivning og konsekvensberegning for enkeltsystemer. Til gengæld er resultaterne tæt koblet til kalibreringen, og dermed betydeligt svære at generalisere. De simple modeller har typisk en væsentlig mindre prædiktiv styrke dels som konsekvens af den mindre kompleksitet og få drivende variable, og fordi de typisk ikke kalibreres til enkeltsystemer. Den manglende specifikke tilpasning til det enkelte system øger til gengæld som oftest generaliserbarheden.

3.4 Beregning af miljøtilstand i marine områder

Grundlaget for vurderingen af effekter af næringsstoftilførsler på marine økosystemer er anvendelse af den tilstedeværende fysiske/biologiske viden om det marine økosystem.

Biologisk viden kan i denne forbindelse fx være undersøgelser af hvilke næringsstoffer der er begrænsende for algernes vækst over sæsonen, undersøgelser af artssammensætninger og kendskab til opholdstider og kemiske processer. Den type viden er en vigtig basis for forståelsen af systemet, og det bør altid vurderes, om resultater fra fx modeller er i overensstemmelse med den viden. På grund af økosystemernes kompleksitet er det normalt vanskeligt at lave nøjagtige kvantitative forudsigelser af, hvordan miljøtilstanden i et område vil ændres, hvis tilførslerne ændres.

Den eksisterende viden kan bruges af erfarne fagfolk til at give kvalitative og semikvantitative skøn over ændringer i økosystemet.

Som grundlag for helhedsvurderingen af effekterne på marine økosystemer har det i en række tilfælde vist sig nyttigt at foretage kvantitative vurderinger ved anvendelse af matematiske modeller. Disse modeller fordeler sig i to grupper med hver deres fordele og ulemper:

- Empiriske modeller med en databaseret tilgang, der fremkommer ved hjælp af regressionsanalyser.
- Procesbaserede modeller, som baserer sig på kvantitative beskrivelser af årsagssammenhænge.

3.4.1 Empirisk modellering af marine områder

Empirisk modellering er en udnyttelse af tidligere erfaringer (=empiri) af, hvordan et system reagerer på ændringer i ydre påvirkninger. I forhold til eutrofiering er de ydre påvirkninger især tilførsel af næringsstofferne kvælstof og fosfor. Klimaet spiller dog også en stor rolle for miljøtilstanden og må derfor også inddrages. I praksis opstiller man en ligning (ligning 1) for sammenhængen mellem tilstanden i området hvert år og tilførsler af næring og klima for hvert år.

Ligning 1:

$$\text{Tilstand}(\text{år}) = \text{konstant} + \text{klima1}(\text{år}) \cdot k_1 + \text{klima2}(\text{år}) \cdot k_2 + \dots + \text{N-tilførsel}(\text{år}) \cdot k_N + \text{P-tilførsel}(\text{år}) \cdot k_P$$

Tilstanden kan beskrives ved forskellige variable, som beskriver miljøet, fx vandets klarhed, mængden af alger, algeproduktionen, koncentrationer af næring i vandet eller udbredelsen af iltsvind. Klimavariabel kan være temperatur, lysmængde, vindpåvirkning, afstrømning fra land etc. og tilførslerne er mængden af henholdsvis kvælstof og fosfor som tilføres systemet. I ligning 1 er det antaget, at der er en lineær sammenhæng, men man kan også arbejde med ikke-lineære eller multivariate sammenhænge.

Det interessante resultat fra modellen er især koefficienterne for tilførsler (kN og kP i ligning 1). De beskriver, hvor meget tilstanden ændres i miljøet ved en given ændring i tilførslerne. Hvis fx tilstanden er beskrevet som mængden af alger i vandet og tilførslen som tons fosfor, får kP enheden klorofyl koncentrationen/tons fosfor og fortæller, hvor meget klorofylkoncentrationen ændres for hvert tons fosfor, man reducerer tilførslen. I praksis vil man ofte arbejde med indeks, hvor koefficienterne får enheden: procent ændring i tilstand/procent ændring i tilførsel. Ud fra disse koefficienter og viden om den nuværende tilstand, kan man beregne de nødvendige reduktioner i tilførsler for at opnå i given målsætning for tilstanden.

Beregningen af acceptable tilførsler for at opnå en given målsætning kan gøres for et normal år, dvs. et år, hvor alle klimavariabler er lig deres langtidsmiddelværdi. Den aktuelle tilstand vil dog variere år for år afhængig af det aktuelle klima. Dette er netop beskrevet i modellen, og man kan dermed også beregne tilstanden i år med særligt ugunstigt klima. Det er dermed muligt at beregne den acceptable tilførsel, både i en middel situation, men også i ekstreme år, eller ud fra en målsætning som skal være opfyldt i fx 75, 90 eller 95 % af alle år.

I forhold til eutrofiering er påvirkninger især tilførsler af næringsstoffer, som i hovedsagen er menneskeskabte og dermed også kan kontrolleres/ændres. Klima kan ikke umiddelbart kontrolleres, men i forhold til klimaændringer kan det være interessant at vide, hvordan klimaændringer vil påvirke miljøet, og dermed kravene til fremtidige udledninger af næringsstoffer. Dette kan også forudsiges at empiriske modeller.

Anvendelse i vandmiljøforvaltningen i Danmark

Empiriske modeller har været anvendt med succes i søforvaltningen i Danmark igennem mange år. Simple empiriske modeller har tidligere været i marine systemer, fx for Randers Fjord og for indre farvande (*Sand-Jensen et al. 1994; Nielsen et al. 2003*). I de seneste år er konceptet videreudviklet og har været anvendt i Mariager Fjord (*Markager et al. 2002*) og senest for de åbne indre farvande.

Forudsætninger og begrænsninger

Empirisk modellering forudsætter, at der foreligger en tidsserie af data for tilstand, tilførsler og klima. Som tommelfingerregel kræves data for 8 til 10 år. Dette foreligger for de fleste marine områder i Danmark. Endvidere skal der i data være en variation i tilstand og tilførsler. Dette er i de fleste tilfælde opfyldt, hvis man har tidsserier for 10 år eller mere, men sikkerheden på forudsigelserne øges med stigende variation i det datasæt, som bruges til at udvikle modellen. Der er en langt større variation i tilførslerne af fosfor end for kvælstof i vores data, pga. reduktionen i fosfortilførslerne i forbindelse med spildevandsrensning (efter 1987), og vi er derfor bedre i stand til at forudsige effekten af ændrede fosfortilførsler end af ændrede kvælstoftilførsler.

Metoden kræver, at der ikke er for stor samvariation mellem de ydre påvirkninger, idet man så ikke kan skelne effekten af de enkelte påvirkninger, men kun beskrive deres samlede effekt. Det er tilfældet i nogle fjorde for fosfor og kvælstof efter ca. 1990. Før 1990 var spildevand ofte den primære kilde til fosfor, mens kvælstof blev tilført ved diffuse afstrømning hvor variationen fra år til år var styret af afstrømningen. Efter at fosfortilførslerne fra spildevand er reduceret, tilføres både fosfor og kvælstof hovedsagelig fra diffuse kilder, og vil derfor følges ad over årene styret af afstrømningen.

En empirisk modellering kan udføres for fjorde og indre farvande, hvor der foreligger tilstrækkelige tidsserier af data. Det vil i praksis sige langt de fleste marine områder. Det kan i de fleste tilfælde gøres på 3-9 måneder, hvis de nødvendige data foreligger.

Empirisk modellering beskriver sammenhænge inden for den variation af tilførsler (og klima), som dækkes af data. Ofte vil man være interesseret i at forudsige effekten af fx reduktioner i tilførsler som ligger uden for dette område, dvs. man ekstrapolerer uden for variationen i datasættet. Sikkerheden på forudsigelserne vil falde, når man fjerner sig fra det område, hvor man har data. Her vil den klimatiske betingede variation i tilførslerne dog betyde, at man har adgang til data, der dækker en relativ bred variation af tilførsler, fx dækker de nuværende data de fleste steder også kvælstoftilførsler på omkring 30 % under det nuværende niveau.

Empiriske modeller er en statistisk beskrivelse af sammenhænge. Ved anvendelse af empiriske modeller er det vigtigt at beskrive usikkerheder og undersøge eventuelle forhold i datagrundlaget, som kan påvirke modellens forudsigelser. Man bør være opmærksom på, om særlige forhold i enkelte år vil styre modellen, at antallet af forklaringsvariable ikke er for stort i forhold til datagrundlaget og at der som tidligere nævnt ikke er samvariation mellem forklaringsvariable. Endvidere bør forklaringsvariable være eksterne variable som ikke påvirkes af miljøtilstanden i det system, man arbejder med. Hvis interne variable inddrages, bør der udføres en følsomhedsanalyse af deres betydning, som det er vist i eksemplet med Mariager Fjord.

3.4.2 Procesbaserede modeller

En procesbaseret model opstilles på basis af den eksisterende viden om årsagssammenhængene for det system, der ønskes modelleret. I det procesbaserede (eller forudbestemte) element ligger den antagelse, at hvis startforholdene er kendt og drivkræfternes (de uafhængige variables) variation i tid og sted er kendt, kan det lade sig gøre at beregne den fremtidige tilstand i et økosystem.

Grundlaget for opstillingen af sådanne modeller er masse- (og energibevarelsesligninger) kombineret med procesbeskrivelser af biologiske og kemiske forhold, som er erfaringsbaserede med en varierende grad af nøjagtighed alt efter hvor megen viden og hvor mange data, der er til rådighed.

Efter opstillingen af ligningerne og opdeling af det betragtede vandområde i et antal kontrolkasser, løses ligningerne numerisk i et soft-

wareprogram. Resultatet af beregningerne er tal for, hvordan de ønskede variable varierer i tid og rum.

I princippet er der tale om, at der gennemføres en række husholdningsregnskaber for hvert punkt i modellen og for hvert tidspunkt. Farvandsmodellen holder hus med 15 variable i 100.000 punkter for hver time året rundt. Den enkelte beregning er simpel nok i sig selv, det store antal kræver naturligvis stor computerkraft.

Modellen indeholder et antal parametre (modelkonstanter), som kalibreres på plads ved en proces, hvor observerede og beregnede værdier gradvist tilnærmes. Inden anvendelsen til fremskrivninger testes modellen så vidt muligt på et uafhængigt datasæt. En mere detaljeret gennemgang af beregningsfremgangsmåden findes i Box 3.1.

Box 3.1 Modelleringens 3 trin

1. Beregninger af vandbevægelser (hydrodynamik)

Grundlaget for disse beregninger er bevarelsesligninger for vandmasse og energi. Ligningssystemerne løses numerisk i op til tre dimensioner efter, at vandområdet er opdelt i et beregningsnetværk. Typisk er den horisontale "opløsning" fra nogle hundrede meter op til flere kilometer, og i vertikal retning er opløsningen fra 0.5-2 meter. Ligningerne løses for hvert tidsskridt. Tidsskridtets størrelse afhænger af den rumlige gitters opløsning og af vandstrømmenes hastighed. Tidsskridtet, som typisk er i størrelsesordenen minutter, stiger med stigende rumlig opløsning.

Udgangspunktet for opstillingen af modellen er vandområdets dybdeforhold (bathymetri), som ofte hentes fra generelt kortmateriale. Modellens beregninger starter med et initialfelt, og drives af vind- og vejrforhold, corioliskraft, tidevand og vandstand/strøm på randen. Resultaterne af beregningerne er vandstand, strøm- og retning i alle beregningsnetværkets punkter i hvert tidsskridt.

Modellen "kalibreres" dvs. tilpasses forholdene i det betragtede vandområde ved at sammenligne de beregnede værdier med målte værdier i vandområdet, og derefter ændre på nogle modelparametre indtil beregnede og målte værdier passer godt sammen. Ved beregningen af vandbevægelser er det især bundens gnidningsmodstand (ruhed), der kalibreres ind.

2. Beregninger af stoftransport (advektion/dispersion)

Grundlaget for disse beregninger er bevarelsesligningen for stof og varmebalancer. Udgangspunktet er det beregnede tidsvarierende felt af vandstand og strøm. Stoftransporten finder sted efter to mekanismer:

- Flytning af stof med det strømmende vand (advektion). Stoffet flytter sig med vandet, ligesom en træstamme, der flyder på en flod.
- Spredning af stof fra områder med høj koncentration til områder med lav koncentration (dispersion). Transporten sker ved at vand med høje og lave indhold af stof "bytter plads", fx ved tidevandsstrømme. Denne mekanisme må ikke forveksles med diffusion, som er en meget langsommere proces, som kun har betydning i grænselag.

Modellens beregninger starter med et initialfelt, som er koncentrationer af hvert stof i hvert punkt, og drives af kilder/dræn og randværdier af stofkoncentrationer. Resultaterne af beregningerne er koncentrationer af hvert betragtet stof i alle beregningsnetværkets punkter i hvert tidsskridt.

Det første trin i kalibreringen er ofte sammenligningen med saltholdigheden, som er et såkaldt "konservativt" sporstof, som ikke forsvinder eller udveksles med sedimentet. På denne baggrund fastlægges dispersionsparametre, ligesom den grundlæggende vandbevægelse testes yderligere.

Herefter kan fx sammenlignes med totale koncentrationer af fosfor og kvælstof, og Advektions-Dispersions modellen (AD) kan derpå bruges til at give et bud på tilbageholdelse og udveksling med sediment af disse stoffer i en fjord eller lignende.

3. Beregninger af biologiske og kemiske stofomsætninger (vandøkologimodellen)

Udgangspunktet for denne beregning er også bevarelsesligninger for stof, men overlejret med viden om biologisk og kemisk stofomsætning. Den biologiske aktivitet flytter stof fra en tilstandsform til en anden, medvirker til udveksling med sediment og bevirker at stof fjernes/henfalder i systemet. Beregningerne baseres på en økologiske systemanalyse, som præsenterer de vigtigste sammenhænge i vandområdet.

Systemanalysen indeholder 3 typer beregningstørrelser:

- Tilstandsvariable, som er koncentrationer, antal organismer, mængder etc. som beskriver systemets miljøtilstand
- Processer, som er de mekanismer, der flytter stof fra en tilstand til en anden, og som udtrykkes som (mængde,antal)/tidsenhed. Den vigtigste proces i denne type modeller er algevæksten og dennes afhængighed af næringsalte og lys.
- Drivende kræfter, som er udefrakommende faktorer der får processerne til at forløbe, fx lys, temperatur, næringsstofkilder etc.

De indgående processer beskrives proceskinetisk som matematiske ligninger, og løses for hvert punkt i beregningsgitteret og i hvert tidsskridt. Resultaterne af beregningerne er koncentrationer af hvert betraget stof i alle beregningsgitterets punkter i hvert tidsskridt. Disse tal føres tilbage til AD-modellen, som derefter flytter rundt på stoffet i samme tidsskridt.

Anvendelse i dansk miljøforvaltning

Den her beskrevne modeltype har været anvendt i vandmiljøforvaltningen både nationalt (*Dahl-Madsen, 1972*) og internationalt (*Chapra, 1997, Thomann, 1972*) siden begyndelsen af 70'erne. I starten på åer (Pølaen, Brende å), søer (Haderslev dam, Esrum sø) og efterhånden på fjorde (Limfjorden, Odense Fjord), kystnære områder og havet.

Et stort fremskridt for denne type modellering skete under miljøarbejdet med Storebælt- og Øresundsforbindelserne, hvor beslutningen om miljødesign og konstruktionsarbejdets gennemførelse var fuldt baseret på modeller. På det seneste er denne modeltype anvendt på Odense Fjord, Ringkøbing fjord, Århus bugt og som iltsvindmodel for hele Østersøen, indre danske farvande og Nordsøen¹. Udviklingen i computerkraft har gjort det muligt at gå fra 1-dimensionale (1D) tilnærmelser til fulde 3-dimensionale (3D) beskrivelser. Der er opnået yderligere procesviden siden halvfjerdserne, som ligeledes har medvirket til at forbedre modellernes beregningsnøjagtighed og realisme. Modellerne er udviklet til et operationelt niveau på linie med meteorologiske modeller, til at kunne give et kvalificeret bud på situationen her og nu og i den nære fremtid, se fx www.vandudsigten.dk.

¹ <http://193.89.230.8/jord/bruger/vis.asp?which=2125>

Dog er erfaringsgrundlaget for anvendelse af meteorologiske modeller væsentlig bedre, da denne teknik har været anvendt i mere end hundrede år.

Teoretiske begrænsninger

Kvalificeret brug af procesbaserede modeller forudsætter, at man gør sig klart hvilke begrænsninger, der er i anvendelsen af modellerne, og hvilke usikkerheder, der er på de udsagn som modellerne giver.

Akvatiske økologiske systemer er komplekse procesbaserede systemer, der har det tilfælles med andre komplekse systemer, at der kan optræde kaos, som er svært/umuligt at forudsige. Fx vil den biologiske struktur kunne ændre sig i et økosystem efterhånden som man ændrer påvirkning. Eksempler er ændring i algesammensætning med ændret næringsstofbelastning, fiskebestandens betydning for algevækst i søer, saltholdighedens betydning for filtreringen i Ringkøbing fjord. Det er svært at sige noget eksakt om, hvordan en sådan strukturændring kommer til at se ud, og det kan være umuligt at sige præcis, hvornår den sker.

Ved anvendelsen af modeller er man nødt til at være bevidst om disse forhold og indrage dem. Fx er der som beskrevet i kapitel 6 om Odense fjord foretaget nogle erfaringsbaserede vurderinger af hvilke strukturændringer, der kan tænkes at finde sted i fjorden ved meget vidtgående nedsættelser af næringsstofftilførslen, således at de "modelparametre" der er anvendt til beregningen af referencetilstanden ikke er uændrede i forhold til den nuværende tilstand.

En anden teoretisk begrænsning for modellernes grad af realisme er det såkaldte aggregeringsniveau. Der er både teoretiske og praktiske begrænsninger for, hvor fine modellerne kan opløses i tid og rum og hvor mange tilstandsvariable, der kan tages i regning. Skønsmæssigt er der 10.000 arter i danske farvande (*Hanne Kaas, pers. komm.*), og til at beskrive hver af disse arter, ville der skulle bruges måske 10-100 variable dvs. i alt 0.1 til 1 million tilstandsvariable, hvilket er uden for rækkevidde med dagens viden og teknik. Der må således foretages nogle aggregeringer (midlinger), som introducerer en usikkerhed.

Som eksempel kan nævnes farvandsmodellens beregninger af klorofyl, hvor der stadig er betydelige afvigelser fra de observerede data, som er beskrevet i projektet af *Hansen og Erichsen (2003)*. Dette er blandt andet forårsaget af, at der kun findes en "algetype" i modellen.

I en vurdering af anvendelsesmuligheder for procesbaseret modellering kan man ikke skelne mellem modellering af vand og stoftransporter (fysisk eller hydrografisk del) og modellering af biologiske processer. Vand- og stoftransporter er vanskelige at måle direkte, og en matematisk beskrivelse i en model er derfor nødvendig. Bl.a. afhænger stoftransporterne af den biologiske/kemiske omsætning i miljøet, og det giver derfor ikke nogen mening at forsøge at beskrive stoftransporterne isoleret fra biologien. En tidssvarende matematisk beskrivelse forudsætter en rumlig opløsning i 3D. 3 dimensionale modeller med høj rumlig opløsning findes og anvendes, fx af Farvandsvæsenet, Danmarks Meteorologiske Institut og DHI. Flere in-

kluderer som DHI biologiske/kemiske omsætninger i deres modeller, men DHI's model er den eneste, der dækker både Nordsøen og Østersøen og har vægt på de indre danske farvande og disses eutrofierings- og iltsvindsproblemer.

Man må gøre sig klart, at der er forskel på at forudsige "vejret" og "klimaet". Ligesom det ikke er muligt at forudsige vejret mere end en uge frem i tiden, men derimod (med visse begrænsninger) muligt at forudsige klimaet på jorden 100 år frem i tiden, så er det ikke muligt at forudsige iltindholdet i Ærødybet den 25. sept. 2003 kl. 10.45 i 17 meters dybde, men derimod muligt at give et sandsynligt bud på, hvordan iltindholdet i danske farvande vil ændre sig som funktion af forskellige VMP virkemidler.

Usikkerheder på procesbaseret modellering

En modelanvendelse vil altid være udtryk for en forenkling af virkeligheden, og der kan således aldrig forventes 100 % overensstemmelse imellem målte og beregnede værdier.

Årsagen til afvigelser mellem målte og beregnede værdier skyldes en kombination af følgende forhold:

- usikkerhed på modellens procesbeskrivelser
- usikkerhed på drivdata til modellen (størrelse, repræsentativitet, detaljering, tidsreference)
- usikkerhed som følge af anvendt rumlig og tidlig opløsning i modellen
- usikkerhed på målte værdier (størrelse, position, tidsreference)

Hvor vigtige de forskellige faktorer er for det endelige resultat vurderes bl.a. på basis af følsomhedsanalyser, hvor man ser effekten på modellens resultat af at ændre på de indgående størrelser og kvantitativt analyserer forskellen mellem observerede og simulerede størrelser.

Mangler i modellens procesbeskrivelser

En procesbaseret model af den biologiske omsætning bygger på matematiske formulering af alle væsentlige biologiske processer i de økosystemer der beskrives. Da en række processer kun er ufuldstændigt kendt, er der begrænsninger i, hvor præcise forudsigelserne kan blive. Metodens styrke er, at den giver et overblik over samspillet mellem de definerede processer. Endvidere er procesbaserede modeller velegnede til at undersøge hvilke faktorer, der er mest betydende inden for det definerede system. Ulempen ved anvendelsen af procesbaserede modeller er, at det tidskrævende og dermed dyrt at kalibrere dem til et givet område. Endvidere kan det være vanskeligt at gennemskue sikkerheden i modellens forudsigelser. Dette kræver en følsomhedsanalyse, hvor man tester modellens følsomhed for variation i centrale parametre. Denne følsomhed bør derefter sammenholdes med den naturlige variation og usikkerheden på målinger af

den givne parameter. Modellens forudsigelser må ikke afgørende påvirkes af variationen i modellens parametre inden for det usikkerhedsinterval, hvor parametrene kendes. Gennemførelsen af sådanne test forøger sikkerheden på de udsagn, modellerne kommer med.

Anvendelse af procesbaserede modeller inden for alle grene af miljøforvaltningen forudsætter ideelt, at modellens evne til at beskrive områdets samlede forhold er dokumenteret over et bredt spektrum af situationer. Ofte dokumenteres en models kvalitet ved dens evne til at beskrive årstidsvariationen i udvalgte parametre. Dette er en vigtig betingelse for at en model kan anvendes, men det er ikke den eneste. Det er normalt vanskeligere at beskrive variationer mellem år end variationen inden for et år. Usikkerheden ved anvendelse af procesbaserede modeller reduceres hvis variationer i systemets tilstand over en række år kan beskrives med samme opsætning og parameterisering af modellen. En sådan validering er gennemført for Odense fjord og viste sig at kunne klare kravene i en blindtest.

I det følgende er nævnt nogle eksempler på specifikke problemer, som kan forekomme ved procesbaseret-biologisk modellering af marine områder. Det er vurderet ud fra farvandsmodellen og ud fra rapporten om projektet 'NO COMMENTS' (Hansen og Erichsen 2003). Farvandsmodellen er stadig under udvikling og ikke så godt testet som modellerne for fjorde og kystnære områder.

Biotilgængelighed af næringsstoffer er et eksempel på en proces, der ikke er godt belyst, og derfor introducerer en usikkerhed i beregningerne. Typisk tilføres næringsstoffer til et område fra land og fra tilstødende marine områder. Tilførslerne fra land domineres ofte af uorganiske forbindelser som let optages af alger, mens tilførsler fra andre marine områder er bundet til fx humusforbindelser, som medfører at næringsstofferne er mindre tilgængelige for planktonalgernes vækst. I dag er der stor usikkerhed om, hvor hurtigt næringsstofferne i humusforbindelserne frigives og dermed bliver tilgængelig for algevekst. Hvis fx biotilgængeligheden i de eksterne tilførsler overvurderes, vil man systematisk undervurdere betydningen af reducere tilførsler fra land. Dette er et eksempel på, at en vigtig størrelse kun kendes med en betydelig usikkerhed. Det kan imidlertid ikke afgøres skønsomt, hvor vigtigt en sådan usikkerhed er for beregningerne, men denne og andre faktoreres betydning bør kortlægges ved følsomhedsanalyse.

Farvandsmodellen kan i dag beskrive årsvariationen af salt, temperatur, nærings salt, ilt, algebiomasse og primærproduktion. Der er ikke endnu lavet en følsomheds/usikkerhedsanalyse på modellen (Hansen og Erichsen, 2003). Men foreløbigt er det tydeligt, at den største usikkerhed er på klorofyl a, som modellen overestimerer om foråret og underestimerer markant om efteråret, hvilket kan hænge sammen med graden af aggregering af algegrupper.

3.4.3 Sammenlignende diskussion af empirisk og procesbaseret modellering

Empiriske og procesbaserede modeller udgør forskellige indgangsvinkler til at beskrive sammenhængen mellem næringsstofbelastning

og andre faktorer og effekten på vandmiljøet. De supplerer og komplementerer hinanden og har hver deres fordele og ulemper.

Lidt enkelt sagt er den empiriske model udtryk for en Black-Box synsvinkel, hvor man a priori ikke ved noget om årsagssammenhænge, men beskriver systemet med statistiske metoder og regressionsanalyser.

Den procesbaserede model er udtryk for en White-Box synsvinkel, hvor man som udgangspunkt antager en komplet viden om årsagssammenhænge.

I virkelighedens verden foregår modelleringen af en bane, der ligger imellem de to yderpunkter. Ved opstillingen af de empirisk/statistiske modeller anvendes der naturligvis en mængde viden om sammenhænge som grundlag for valg af variable. I den procesbaserede modellering ligger der en række empiriske dataanalyser til grund for procesbeskrivelser, og der bruges (avancerede) statistiske metoder til kalibrering og usikkerhedsvurdering.

Det er hensigtsmæssigt at forene de to modeltypers fordele ved en såkaldt Grey-Box model, hvor statistiske analyser kombineres med procesbaseret modellering. Udviklingen i computerkraft kombineret med automatisk dataindsamling vil løbende og i mange år fremover gøre det stadig lettere og billigere at arbejde med kombineret empirisk og procesbaseret modellering. Og vi kan derfor forvente en stadig mere detaljeret modellering i sammenhæng med overvågningen.

Der er ikke lavet mange systematiske sammenligninger af disse forskellige modeltypers anvendelse. Et eksempel fra Randers fjord sammenligner forskellige modeltyper. Følgende typer modeller er anvendt: simple empiriske modeller, Grey box modeller og den procesbaserede MIKE 12 model. Modellerne er anvendt 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 bundmassen 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 (Nielsen *et al.*, 2003). I dette eksempel er anvendt de mest simple empiriske modeller, hvor koncentrationen af næringsstoffer er beregnet ved simpel fortynding og kombineret med empiriske modeller opstillet på baggrund af data fra overvågningsprogrammet. De empiriske modeller er ikke tilpasset til Randers Fjord i lighed med Grey Box modellen og den procesbaserede model.

På nuværende tidspunkt er der ikke nogen af modeltyperne, der kan forudsige ændringer i biologiske strukturer, og denne problemstilling må derfor altid adresseres specifikt og konkret i forbindelse med vurdering af vandmiljøeffekter.

Der er brug for yderligere undersøgelser og vurderinger af forhold fra andre fjorde og de åbne farvande. Det kan fremhæves, at ressourcbruget er mindre for empiriske modeller end for de procesbaserede

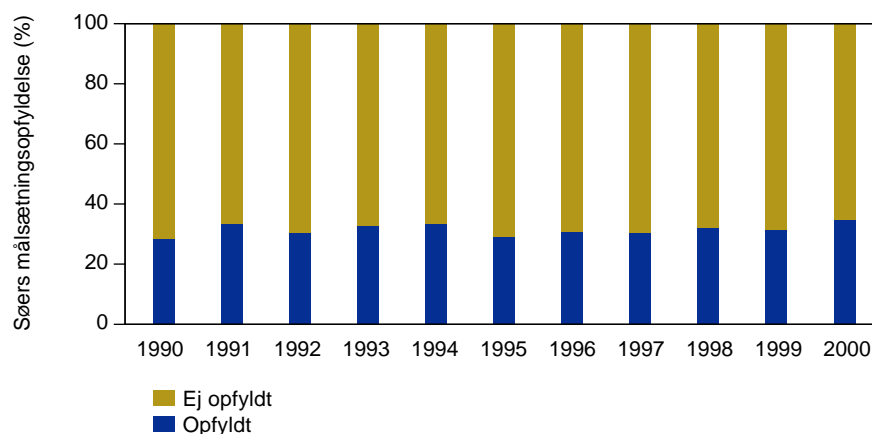
de. Grundlaget for valg af model handler derfor om problemets samlede betydning, samt det eksisterende datagrundlag for opstilling af modellerne. Det er under alle omstændigheder frugtbart at anvende forskellige tilgangsvinkler til et belyse et givet problem. På nuværende tidspunkt er igangsat en sammenligning af empiriske og procesbaserede modeller for de indre danske farvande.

[Tom side]

4 Sammenhæng mellem fosfortilførsel og miljøtilstand i søer – beregninger fra overvågnings søerne

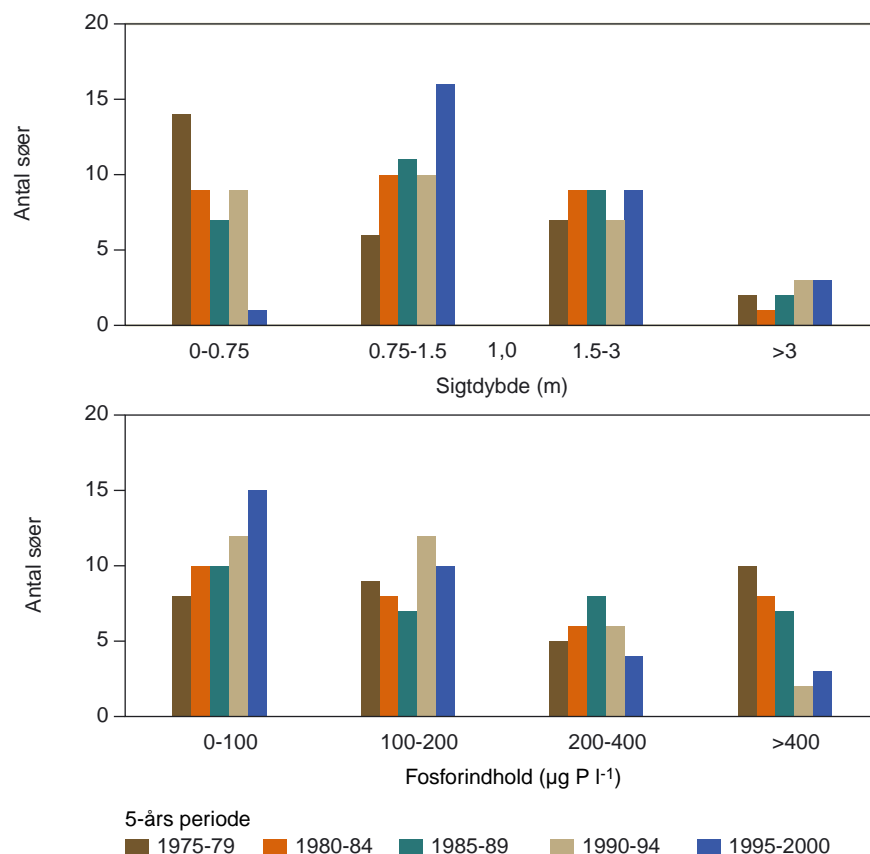
4.1 Målsætning og tilstand

Tilstanden i de danske søer er generelt ringe fordi de modtager for mange næringsstoffer. En stor tilførsel af især fosfor betyder uklart vand og en reduktion af den biologiske mangfoldighed. Eksempelvis er mange af undervandsplanterne forsvundet eller de har en meget begrænset udbredelse i de ellers lavvandede danske søer. Den ringe vandkvalitet kommer også til udtryk i søernes tilstand i forhold til amternes målsætning for søerne, der viser, at kun omkring 1/3 af søerne opfylder deres målsætning (figur 4.1). Figuren viser også, at der ikke rigtigt er sket nogen ændring op igennem 1990'erne. Dette på trods af at der er sket væsentlige reduktioner i næringsstofftilførslen til søerne især som konsekvens af en forbedret spildevandsrensning. Forbedringen i tilstand har dog ikke været tilstrækkelig til at søerne økologiske tilstand lever op til de politisk fastsatte mål.



Figur 4.1 Udviklingen i de danske søers opfyldelse af målsætningen i 1990'erne.

Analyser af danske søer siden 1975 viser dog, at der for nogle af søerne har været tale om forbedringer i vandkvaliteten (figur 4.2). Således er antallet af søer med sigtdybde under 0,75 m reduceret, mens der er kommet flere søer i kategorien 0,75-1,5 m's sigtdybde. Samtidigt er der blevet færre af de meget næringsrige søer og flere af søerne med fosforindhold under 100 µg P/l. Netop grænsen omkring 50-100 µg P/l er kritisk i de lavvandede søer, idet der her omkring begynder at ske markante forbedringer i den økologiske tilstand. Der er dog stadigvæk mange søer med et fosforindhold over 100 µg P/l og derfor mange med en dårlig miljøkvalitet.

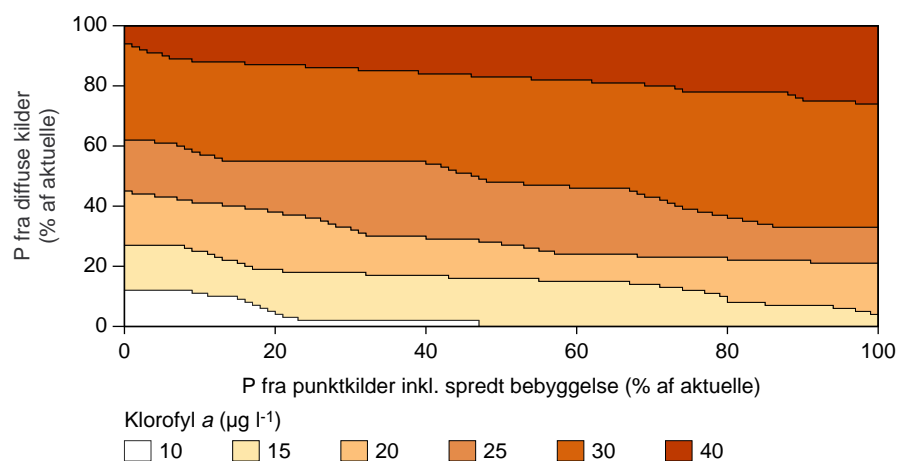


Figur 4.2 Udviklingen i danske søers sigt dybde (øverst) og indhold af fosfor (nederst) siden 1975.

4.2 Scenarier

En af måderne til at vurdere muligheder for forbedringer og den fremtidige tilstand i de danske søer er at anvende empiriske modeller som baggrund for scenarieberegninger. Et eksempel er vist i fig. 4.3, hvor der på baggrund af de aktuelle belastningsforhold i 27 overvågningssøer, hvorfra der var tilstrækkelig data (Jensen *et al.* 2002), er gennemført en række scenarieberegninger for konsekvenserne af at reducere fosfortilførslen yderligere gennem reduktioner i hhv. den diffuse tilførsel samt tilførslen fra punktkilder.

I scenarieberegninger for de 27 overvågningssøer er klorofylkoncentrationen under de nuværende belastningsforhold udregnet (svarer til 100 % på figuren), og derefter er den effekt forskellige grader af reduktioner i punktkildebelastning ville have på den resulterende klorofylkoncentration i søerne bestemt. Figuren viser således at hvis punktkildebidraget i søoplandene reduceres til fx halvdelen af det nuværende niveau vil søerne ved uændret fosfortilførsel fra diffuse kilder stadig have et klorofylindhold på mere end 40 µg/l. Reduceres fosforbidraget fra diffuse kilder derimod også med 50 % kan klorofylindholdet bringes ned under 30 µg/l.



Figur 4.3 Scenarieberegninger af konsekvenserne af reduktioner i fosfortilførslen til 27 overvågningssøer, hhv. tilførslen fra punktkilder inkl. spredt bebyggelse og tilførslen fra diffuse kilder (baggrunds- og landbrugsbidrag). Akserne angiver procentuelle reduktioner i forhold til den aktuelle i de to typer fosfortilførsel til søerne. 100 % svarer til den nuværende belastning. På plottet kan den resulterende klorofylkoncentration aflæses. Figuren skal læses med et vist forbehold idet man fx naturligvis ikke vil kunne reducere den diffuse tilførsel til 0 %.

Figur 4.3 illustrerer også tydeligt, at yderligere reduktioner i fosfortilførslen fra punktkilder (spildevand mv.) generelt kun vil have mindre effekter på den resulterende klorofylmængde i søerne. Dette er endog tilfældet, selv om den spredte bebyggelse er inkluderet i punktkilderne. Således vil det for en del søer også være nødvendigt at kunne regulere på den diffuse fosfortilførsel til søerne for at opnå den ønskede tilstand. Den diffuse tilførsel stammer dels fra et baggrundsbidrag, som ikke kan ændres væsentlig, og det dyrkningsbetingede bidrag fra landbrugsarealer. Det er det dyrkningsbetingede bidrag, der kan reduceres og dermed forbedre søernes tilstand.

Det skal understreges, at de viste resultater fra scenarieanalyserne kan forbedres væsentligt ved en mere korrekt beskrivelse af belastningsforholdene til søerne. Således vil en opdeling af den diffuse tilførsel i et dyrkningsbetinget bidrag og et konstant baggrundsbidrag give en bedre beskrivelse. De foreløbige resultater viser, at det generelt er landbrugsbidraget af fosfor til søerne, der må reguleres for at opnå yderligere forbedringer i søernes tilstand. Men omfanget af regulering er med de foresimplede scenarieberegninger ikke muligt at angive præcist, fordi det skal analyseres mere detaljeret for den enkelte sø. Tilsvarende viser figuren kun gennemsnittet for overvågningssøerne, hvorfor det ikke fremgår, i hvilket omfang enkelte søers tilstand kan forbedres ved at reducere bidraget fra de forskellige punktkilder.

Landbrugsbidragets rolle for søernes tilstand er i tråd med konklusionen fra temarapporteringen for NOVA-overvågningen i 1997 (Jensen *et al.*, 1997), hvor det ved hjælp af scenarieanalyser blev vist, at den diffuse fosfortilførsel skulle reduceres væsentligt for at opnå en markant forbedring i søernes tilstand. Og en væsentlig reduktion her indbefatter en væsentlig reduktion i landbrugets fosfortab til vand-

miljøet. Samtidig er det væsentligt at påpege, at situationen for enkelte søer sagtens kan være afvigende fra det generelle billede, således at reduktioner i fosfortilførslen fører til, at den ønskede miljøtilstand kan opnås i disse søer.

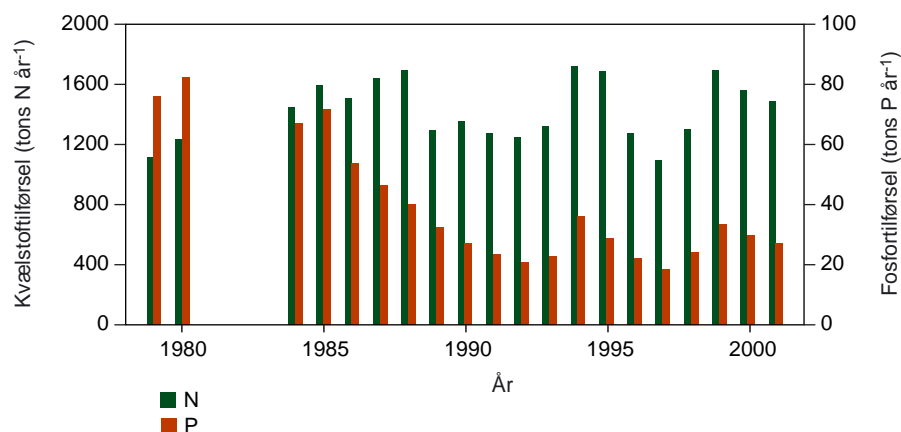
5 Mariager Fjord og opland– eksempel på anvendelse af empirisk modellering

5.1 Baggrund

Mariager Fjord er 42 km lang og 1-3 km bred. Den er delt i en Inderfjord og en Yderfjord af omtrent samme længde. Yderfjorden er lavvandet, 0-2 m, og store områder er ofte tørlagt. Vandskiftet til inderfjorden foregår gennem en lang smal sejlrende, og er derfor begrænset. Inderfjorden er karakteriseret ved at være dyb, maksimumdybden er 30 m og middeldybden 10 m. Ferskvandstilførslen er relativ lav i forhold til fjordens volumen, hvilket sammen med den begrænsende vandudskiftning gennem Yderfjorden betyder, at vandets opholdstid i fjorden bliver relativt lang, omkring 1 år. Det betyder at tilførte næringsstoffer forbliver i fjorden i lang tid, og påvirker derfor miljøet relativt mere end i andre fjorde. Der er en stort set permanent lagdeling i Inderfjorden med et springlag i 10-15 m dybde.

Mariager Fjord modtager ca. 1450 tons kvælstof pr. år og 27 tons fosfor (gennemsnit 1991-2001). Tidligere var fosfortilførslerne betydeligt højere (figur 5.1), men forbedret rensning af byspildevand har medført, at fosfortilførslerne er faldet fra ca. 80 tons til nu omkring 27 tons pr år. De tilførte næringsstoffer har sammen med den relativt lange opholdstid medført kraftig eutrofiering. Algevæksten er den højeste som er målt i danske fjorde (Kaas *et al.* 1996), og masseforekomst af makroalger, især søsalat, præger de lavvandede områder. I sommerperioden er vandet uklart med en middelsigt dybde omkring 3 m som gennemsnit for perioden april-september. Den permanente lagdeling i inderfjorden betyder, at vandet under springlaget altid er iltfrit, undtagen lige efter større saltvandsindbrud. Dette er antagelig en naturlig situation, selvom udbredelsen af den iltfrie zone er formodentlig er forøget pga. de høje tilførsler af næringsstoffer og deraf følgende algeproduktion. I perioder med ringe vind og høje temperaturer optræder der også iltsvind på lavere vand, hvilket bevirker massedød blandt fjordens store bestand af blåmuslinger. I august 1997 udviklede situationen sig katastrofalt, idet hele Inderfjordens vandvolumen blev ramt af iltsvind og frit svovlbrinte næde helt til overfladen. Dette betød en udryddelse af alt højere liv i Inderfjorden. Lignende situationer var tæt på at udvikle sig i 1994 og 1999.

På baggrund af problemerne i fjorden har Nordjyllands Amt og Århus Amt vedtaget, at der skal laves en handlingsplan som kan sikre en mere stabil miljøtilstand fremover.



Figur 5.1 Tilførsler af kvælstof og fosfor til Mariager Fjord fra 1979-2001 (tons/år)

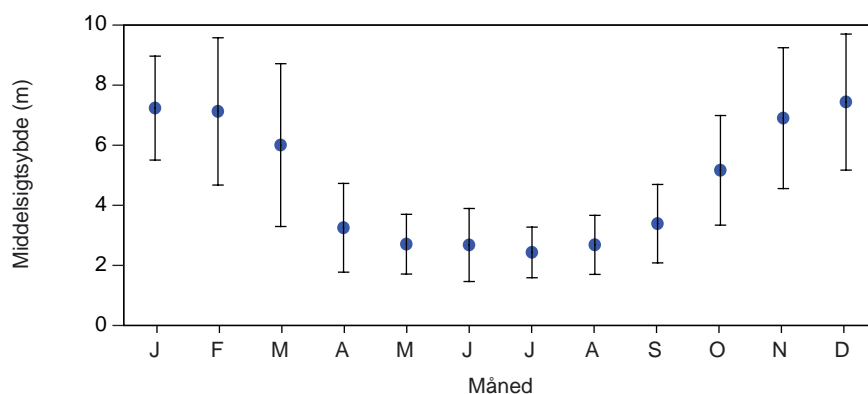
5.2 Målsætning for fjorden

Ifølge regionplanerne er den miljømæssige målsætning for Inderfjorden den generelle basismålsætning, der skal sikre, at vandkvaliteten gør området anvendeligt til badning og alsidigt fiskeri og sikrer, at dyre- og planteliv kun i begrænset omfang er påvirket af den menneskelige aktivitet. For Inderfjorden betyder denne målsætning, at sommersigtedybden (april til september) skal være minimum 4 meter. I dag er sigtedybden omkring 3 meter. Målsætningen er ikke fastsat i forhold til referencetilstanden for fjorden.

For at klarlægge, hvilke reduktioner af næringsstofftilførslerne, som er nødvendige for at opnå denne tilstand, er der opstillet en empirisk model for sammenhæng mellem næringsstofftilførsler, klima og fjordens tilstand – her udtrykt ved sigtedybden.

5.3 Modellering af biologisk tilstand

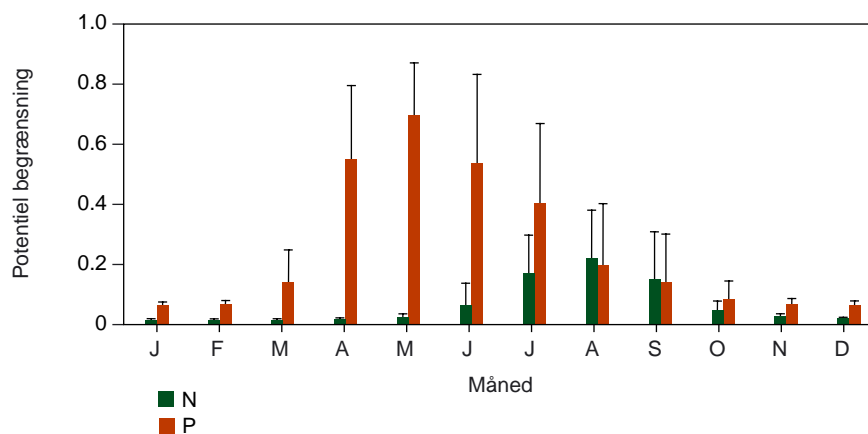
Algebiomassen i Mariager Fjord følger lysindstrålingen over året. En top i algebiomasse og produktion om foråret, som ellers er normalt i marine områder, ses ikke i Mariager Fjord. Dette tyder på, at algevæksten overordnet er begrænset af lyset. Sigtdybden viser samme forløb som algebiomassen, men med modsat fortegn (figur 5.2).



Figur 5.2 Månedlig middelsigtedybde i Mariager Fjord fra 1979-2001 (n=526). I perioden april-september er den gennemsnitlige sigtdybde under 4 meter.

Tilsammen viser dette, at vækstsæsonen i Mariager Fjord går fra april til september. Fra oktober til marts er vandet klarere, og sigtddyben er hovedsageligt bestemt af resuspension og tilførsel af partikler og opløst organisk stof fra land. Den relevante periode for en målsætning for sigtddybde er derfor april-september.

Beregninger af den potentielle næringssaltbegrænsning viser, at fosfor er det primært begrænsende næringsstof forår/forsommer, mens både fosfor og kvælstof kan være begrænsende i sensommeren (figur 5.3) Mønsteret er dog påvirket af de lidt specielle forhold i 1998 hvor fosforkoncentrationen var unormalt lav, pga. det store iltsvind i 1997. Den normale situation er derfor, at hovedsagelig kvælstof er begrænsende i sensommeren. Dette mønster genfindes i den empiriske modellering, hvor det er fosfor som har en signifikant effekt først på sommeren, og kvælstof som har det sidst på sommeren. Ved modelleringen af fjorden er vækstsæsonen derfor delt op i perioderne april-juni og juli-september.



Figur 5.3 Relativt mål for graden af næringssaltbegrænsning af algevæksten i Mariager Fjord vurderet ud fra koncentrationen af uorganiske næringsalte. 0 svarer til ingen begrænsning, og 1 svarer til 100 % begrænsning svarende til ingen produktion.

Modelleringen er udført for hele perioden 1979 til 2001. Resultaterne viser et tydeligt skift omkring 1990, hvor effekten af den reduktionen i fosfortilførsel slår igennem (figur 5.1). Set over hele perioden 1979-2001 er det kun fosfor, som har betydning for sigtddyben. Det skyldes den store reduktion, som er sket i fosfor tilførslerne, og som derfor styrer det overordnede mønster for hele perioden. For at analysere fjordens nuværende tilstand, er der derfor foretaget en separat analyse fra 1991 og frem. Det er resultaterne af denne analyse, som er relevante for beregninger af fjordens respons på ændringer i de nuværende tilførsler, hvorfor de er lagt til grund for konsekvensberegninger af reducerede tilførsler.

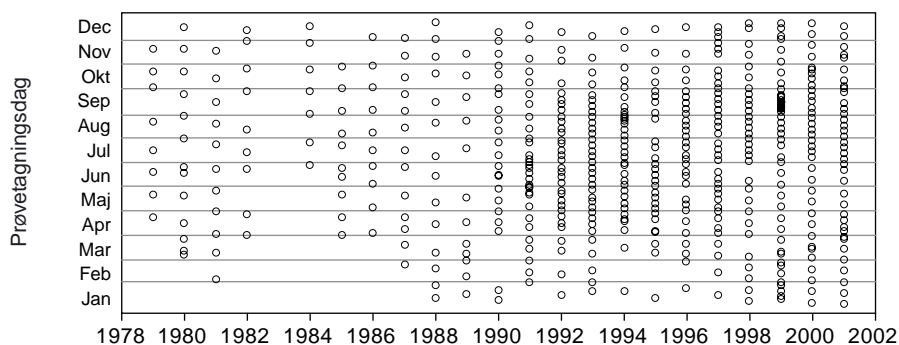
5.3.1 Datagrundlag

Analysen er baseret på værdier for sigtddybde målt af amterne. Figur 5.4 viser den tidsmæssige dækning. Data dækker perioden 1979-2001 undtagen 1983, men datagrundlaget er betydeligt bedre efter 1989, hvor det nationale overvågningsprogram startede. Værdierne er tidsvægtet ved lineær interpolation, og der er beregnet et indeks på månedsbasis for hvert år;

$$I_{S_d}(\text{måned,år}) = 100 * S_d(\text{måned,år})/S_{d_M}(\text{måned})$$

hvor I_{S_d} er indeks for den pågældende måned og år, S_d er middelværdien af sigtdybden den pågældende måned og S_{d_M} er middelværdien for den måned over alle år.

Værdier for tilførsler af kvælstof og fosfor er beregnet af amterne og er totale tilførsler til hele fjorden, opgjort på månedsbasis. Der er ingen data for tilførsler for årene 1981-1982.



Figur 5.4 Den tidsmæssige dækning for prøvetagninger i Mariager Fjord fra 1979-2001. Grå linjer angiver måneder.

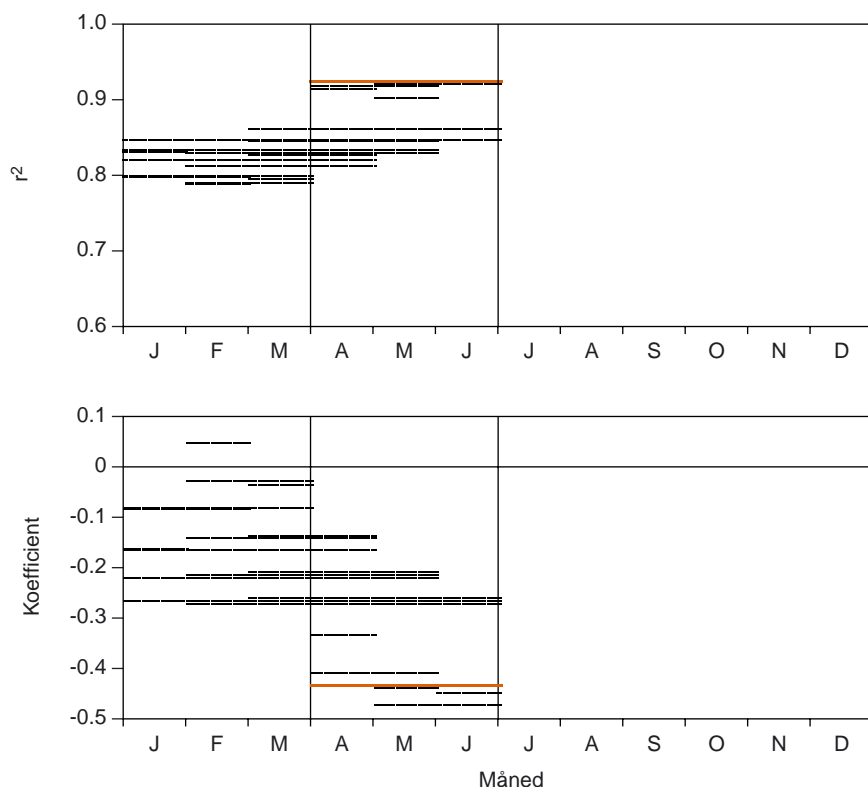
Klimadata for temperatur, lys og vind kommer fra en klimastation ved Hald. For både klima og tilførsler er indeks beregnet på samme måde som for sigtdybden. Et indeks for lave iltkoncentrationer er beregnet som antal dage med mindre end 5 mg ilt/liter mellem på 10 og 12 m dybde i perioden april til juni. Dette er et indeks som beskriver fosforfrigivelse ved lave iltkoncentrationer i områder over springlaget. Her kan der ophobes fosfor i sedimentet som frigives i år med lave iltkoncentrationer. Dette må ikke forveksles med situationen under springlaget, hvor der normalt altid er iltfrie forhold og fosfor derfor ikke ophobes.

5.3.2 Udvikling af modeller

Empirisk modellering består i at finde den bedst mulige statistiske sammenhæng mellem tilstanden, her beskrevet ved sigtdybden, og ydre påvirkninger, beskrevet som tilførsler af kvælstof og fosfor samt klima i form af temperatur, lys og vind. Det er dog ikke nødvendigvis sådan, at påvirkningen og fjordens respons følges ad over sæsonen. Fx kan tilførsler af næringsstoffer påvirke fjorden i længere tid, således at man evt. er nødt til at inddrage tilførslerne i månederne før den periode, man betragter. Et andet eksempel er lys, som ofte vil være uden betydning sommer og vinter, men en kritisk parameter forår og efterår. En vigtig del af udviklingen af empiriske modeller er derfor at finde den rigtige tidsforskydning mellem påvirkning og respons. Figur 5.5 viser et eksempel på dette for sammenhængen mellem fosfortilførsel og sigtdybden i Mariager Fjord. Man ser, at modellens forklaringskraft (r^2 , den andel af variationen som forklares af modellen) stiger, når perioden for beregningen af fosfortilførsel rykkes frem til perioden april-juni, som er den periode, hvor fjordens respons er beregnet for. Samtidig ændres koefficienten fra omkring 0 til omkring 0.5, dvs. at fosfors effekt ændres fra stort set nul til en

tydelig negativ effekt. Enheden er her procent ændring i sigtddybde per procent ændring i fosfortilførsel, så en koefficient på $-0,5$ betyder, at sigtddybden falder $0,5\%$ per procent stigning i fosfortilførslen. Dette stemmer overens med vores forståelse af de biologiske mekanismer, idet vi fra figur 5.4 ved, at fosfor er potentielt begrænsende for algevæksten i den periode. En højere fosfortilførsel vil derfor give en højere produktion, flere alger i vandet og dermed mere uklart vand og lavere sigtddybde.

Udviklingen af modellerne foregår ved en iterativ proces, hvor tidsforskydningen for hver parameter analyseres, mens de øvrige parametre holdes fast.



Figur 5.5 Optimalisering af perioden for beregning af fosfor indeks i model for sigtddybden i perioden april-juni beregnet over årene 1991-2001. Øverst: r^2 -værdier for modellen. Blå bar angiver den optimale periode for fosfor index. Nederst: Koefficient med enheden procent ændring i sigtddybden/procent ændring i fosfortilførslen. Blå bar angiver den optimale periode for fosfor index.

5.3.3 Optimal model for sigtddybden i Mariager Fjord

De optimale modeller for Mariager Fjord er vist i tabel 5.1, og figur 5.7 viser sammenhængen mellem den beregnede sigtddybde, og den sigtddybde, som er observeret i fjorden. De to modeller viser sammenstemmende, at lysindstrålingen og tilførsler af næringsstoffer har en negativ effekt på sigtddybden, og at vindpåvirkningen har en positiv effekt. Den negative effekt af indstrålingen skyldes, at algeproduktionen er lysbegrænset og derfor bliver højere i år med høj indstråling. Den positive effekt af vindpåvirkningen skyldes at vinden skaber omrøring i vandet, hvilket nedsætter den gennemsnitlige lysmængde, som algerne modtager.

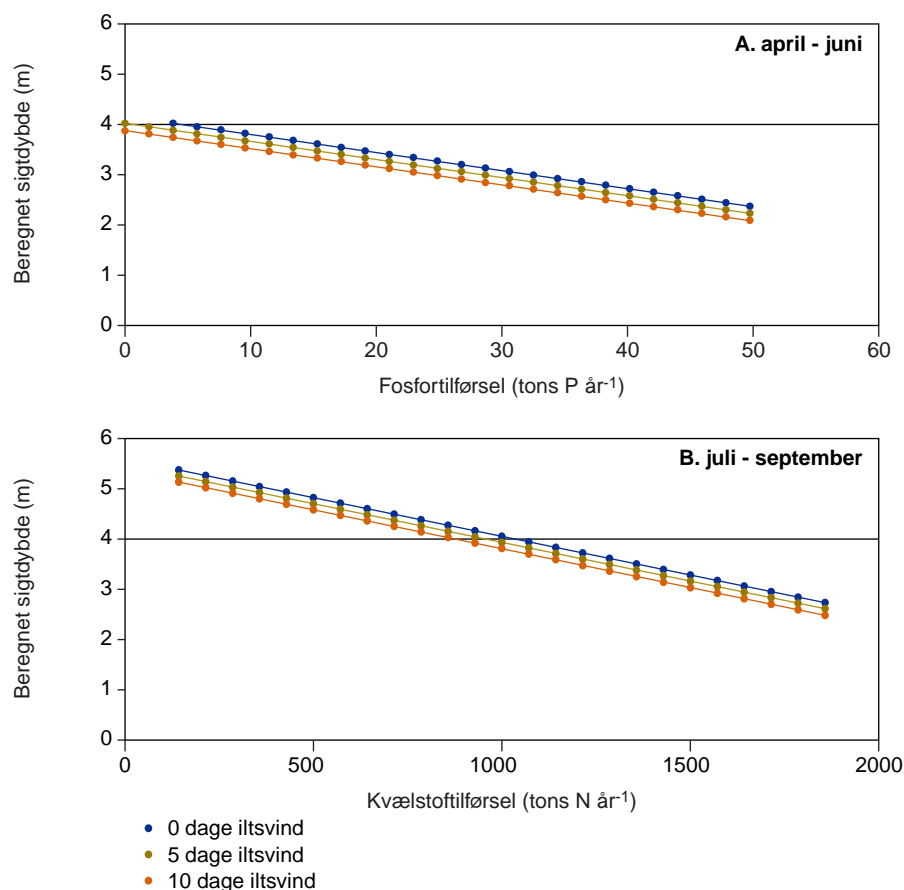
5.3.4 Konsekvensberegninger

Formålet med analysen er at kvantificere fjordens respons på en ændring i tilførslerne af næring. De centrale parametre er her koefficienterne for fosfor og kvælstof i tabel 5.1. De viser, at sigtddybden i april-juni ændres 0,5 % per procent ændring i fosfortilførslen, og i juli-september 0,7-0,8 % per procent i kvælstoftilførslen. Man kan da beregne sigtddybden i et år med gennemsnitligt klima (alle klimaindeks=100) som funktion af tilførslerne (figur 5.6).

Tabel 5.1 Statistik for parametre som indgår i modellen for forår (april-juni) og efterår (juli-september) for intervallerne 1979-2001 hhv. 1991-2001. Enheden for koefficienter er procent ændring i indeks/procent ændring af klima- og belastningsindeks. p-værdi angiver signifikansniveau for den enkelte parameter, hvor $p < 0,15$ bør opfyldes for at indgå i modellen (SAS Institute). For efterår i perioden 1991-2001 er dette først opfyldt, når indeks for vind udelades af modellen. Signifikansniveauer: ***<0,001 **<0,01 *<0,1.

Parameter	Koefficient	± SE	p-værdi	Måneder
<i>1991-2001</i>		<i>April-juni</i>		<i>Intercept: 206,528</i>
				<i>R²=0,92</i>
Fosfor	-0,524*	0,160	0,0168	4 - 6
Indstråling	-1,541**	0,394	0,0079	4 - 5
Iltsvind	-1,077***	0,167	0,0007	
Vind	1,054**	0,221	0,0031	3 - 6
<i>1991-2001 (Excl. 1997)</i>		<i>Juli-september</i>		<i>Intercept: 3514,282</i>
				<i>R²=0,95</i>
Kvælstof	-0,764*	0,210	0,0150	4 - 9
Indstråling	-0,656*	0,244	0,0434	2 - 7
Iltsvind	-0,856**	0,146	0,0020	
Temperatur	-27,775*	7,856	0,0166	7 - 9

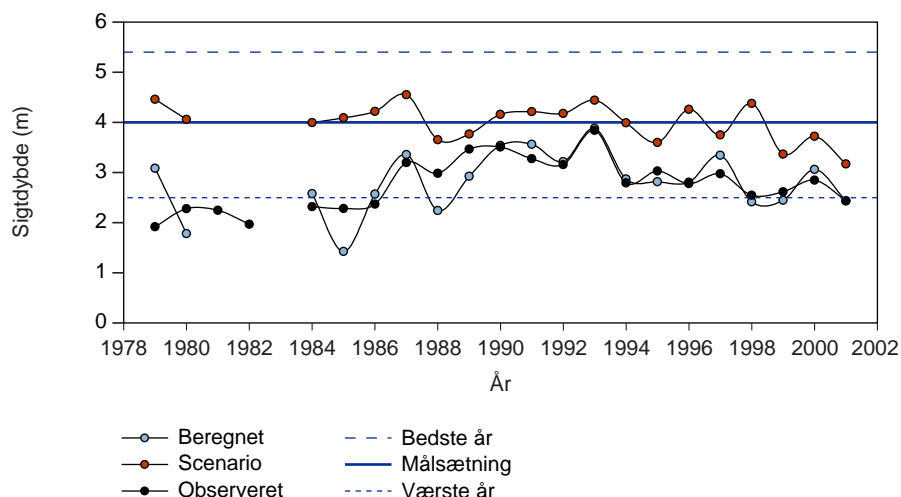
En svaghed ved modellen er, at der indgår en intern variabel i form af lave iltkoncentrationer ved bunden over pyknoklinen. Denne parameter er betinget af fjordens tilstand og derfor ikke en ekstern forklaringsvariabel. Ideelt set bør interne variable ikke indgå i modellen, da de antagelig vil påvirkes af ændringer i de eksterne forklaringsvariable og dermed svække modellens anvendelighed til forudsigelser. Når den alligevel er medtaget her, er det fordi den har en meget tydelig effekt på tilstanden i fjorden. Det hænger sammen med, at lave iltkoncentrationer fører til frigivelse af fosfor fra fjordens sediment. Der arbejdes i øjeblikket på at lave en model hvor iltforholdene modelleres som funktion af eksterne parametre, og derefter koble denne model til modellen for sigtddybde. Usikkerheden omkring dette forhold kan dog vurderes, idet vi med rimelig kan antage at iltforholdene vil forbedres ved lavere tilførsler af næringsstoffer. Dermed vil antallet af dage med lave iltkoncentrationer falde fra de nuværende 10 dage om året. I figur 5.6 er der derfor angivet sammenhænge for henholdsvis 0, 5 og 10 dage/år med lave iltkoncentrationer. Dvs. at man har et mål for den usikkerhed som dette forhold giver for beregningen af acceptable tilførsler.



Figur 5.6 Beregnet sigtddybde som funktion af årlige tilførsler (tons/år) med hhv. 0, 5 og 10 dage med iltsvind. A: sigtddybden for april-juni som funktion af fosfortilførslen. B: sigtddybden for juli-september som funktion af kvælstoftilførslen.

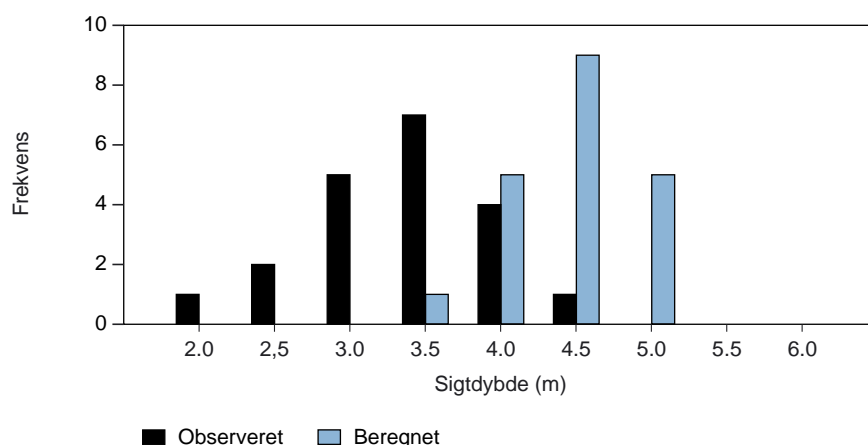
Ved at kombinere de to modeller i tabel 5.1 kan man beregne en gennemsnitlig sigtddybde for april-september, som da vil afhænge af både fosfor- og kvælstoftilførsler. Tabel 5.2 viser den beregnede sigtddybde for kombinationer af fosfor og kvælstoftilførsler sammen med målsætningen på 4 m. Tabellen viser således den relative følsomhed for henholdsvis fosfor og kvælstof. Ved at kombinere dette med omkostningerne ved at reducere tilførslerne for hvert af de to stoffer, kan man beregne den optimale/mest økonomiske strategi for at opnå målsætningen på 4 meters sigtddybde. Ved at kombinere de to modeller i tabel 5.1, og omregne tilførslerne til årlige tilførsler, kan man beregne den relative betydning af de to stoffer. Dette viser, at 1 tons fosfor svarer til 25 tons kvælstof i effekt på sigtddybden.

Ovenstående beregninger tager udgangspunkt i et år med normalt klima. Man kan også anvende modellerne til at beregne effekten af forskellige tilførsler i år med særlig gunstigt eller særlig ugunstigt klima. Figur 5.7 viser den beregnede sigtddybde over årene, som den ville have været med en gennemsnitlig tilførsel på 16 tons fosfor pr. år og 770 tons kvælstof pr. år. I gennemsnit er sigtddybden 4 meter, men i det bedste år er den 4,6 m og i det dårligste år 3,2 m. Med den værst/bedst tænkelige kombination af klimavariabel, som findes inden for de observerede værdier, vil sigtddybden variere mellem 2,5 og 5,4 m.



Figur 5.7 Modelberegninger for sigtdybde over årene. Figuren viser de observerede værdier (gul), og modellens beregnede værdier ud fra aktuelle tilførsler og klima. Modellen er udviklet for perioden 1991-2001 og kan derfor kun forventes at passe inden for disse år. Røde punkter viser et scenario, hvor den gennemsnitlige tilførsel er 16 tons fosfor/år og 770 tons kvælstof/år men hvor klimaet udviser den faktiske variation over årene. Dette giver en middelsigtdybde på 4 m svarende til målsætningen. Stiplede linier markerer sigtdybde ved den mest gunstige/ugunstige kombination af klimaparameter i dette scenario. Målsætningen på 4 m sigtdybde er indsat.

Figur 5.8 viser frekvensfordelingen af sigtdybden ud fra de observerede klimavariabler i perioden 1979 til 2001. Ud fra modellen kan man således beregne tilførsler, så en given målsætning er opfyldt, ikke bare som gennemsnit, men også i år med ugunstigt klima. Endvidere kan man fastsætte en målsætning som fx skal være opfyldt i 75% eller 90 % af alle år.



Figur 5.8 Frekvensfordeling af sigtdybden fra scenarioberegning i figur 7 hvor den gennemsnitlige tilførsel er 16 tons fosfor/år og 770 tons kvælstof/år.

Table 5.2 Middelsigt dybde (m), april til september som funktion af kombinationer af tilførsler af kvælstof og fosfor (tons/år).

		Fosfor (tons/år)														
		3,8	5,7	7,7	9,6	11,5	13,4	15,3	17,2	19,1	21,0	23,0	24,9	26,8	28,7	30,6
Kvælstof (tons/år)	143	4,7	4,7	4,6	4,6	4,6	4,5	4,5	4,5	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2
	214	4,6	4,6	4,6	4,5	4,5	4,5	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2
	286	4,6	4,6	4,5	4,5	4,5	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1
	357	4,5	4,5	4,5	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1
	429	4,5	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0
	500	4,4	4,4	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9
	572	4,4	4,3	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9
	643	4,3	4,3	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8
	715	4,3	4,2	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8
	786	4,2	4,2	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7
	857	4,1	4,1	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7
	929	4,1	4,1	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6
	1000	4,0	4,0	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6
	1072	4,0	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,5	3,5
	1143	3,9	3,9	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4
	1215	3,9	3,8	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4
	1286	3,8	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,3
	1358	3,8	3,7	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3
	1429	3,7	3,7	3,6	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2
	1501	3,7	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2
1572	3,6	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	
1643	3,5	3,5	3,5	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	
1715	3,5	3,5	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0	3,0	
1786	3,4	3,4	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0	3,0	3,0	
1858	3,4	3,3	3,3	3,3	3,2	3,2	3,2	3,1	3,1	3,1	3,0	3,0	3,0	2,9	2,9	

Modellerne viser, at der er en ret tæt tidsmæssig kobling mellem tilførsler og effekten i fjorden. Sigtdybden april-juni er således mest styret af tilførslerne inden for de samme måneder. Tilsvarende er sigtdybden juli-september mest påvirket af kvælstoftilførsler fra april til september. I konsekvensberegningerne er tilførslerne omregnet til årlige tilførsler, men modelresultaterne indikerer, at tilførsler om sommeren påvirker fjordens tilstand betydeligt mere end tilførsler som sker efterår-vinter. Det betyder, at effekten af virkemidler som reducerer tilførslerne forår/sommer, antageligt vil være større end tiltag, som reducerer tilførslerne om vinteren.

En afledt anvendelse af modellen er, at man kan beregne effekter af forskellige klimaforhold. Da modellen også indeholder koefficienter for klimaets påvirkning, kan man lave scenarier for, hvordan fjordens tilstand vil udvikle sig ved ændringer i klimaet. Fx indeholdt modellen for efteråret en negativ koefficient for temperaturen, hvilket indi-

kerer, at højere temperaturer vil give en lavere sigtddybde sidst på sommeren. Det forudsættes dog, at ændringerne ligger inden for det spænd af klimaforhold som findes i de observationer, der er brugt ved udviklingen af modellen.

5.3.5 Hvor sikker er modellens forudsigelser?

Der er ikke foretaget en samlet analyse af usikkerheden på modellen. Den direkte beregnede usikkerhed på modellens koefficienter for tilførsler er omkring 30 %. Dertil kommer en usikkerhed som skyldes valg af periode for tidsforsinkelse samt det forhold, at der indgår interne forklaringsvariable i modellen, som også bidrager til usikkerheden. Korrelation mellem forklaringsvariable er et problem i den forbindelse, idet modellen vil beskrive den samlede effekt af de to variable, og det er dermed svært at kvantificere den relative betydning af hver variabel for sig.

Usikkerheden kan reduceres betydeligt ved at anvende flere variable i beskrivelsen af tilstanden i fjorden, dvs. at lave modelleringen på både sigtddybde, algeproduktion iltforhold og koncentrationer af alger og næringsstoffer. Derved får man flere uafhængige estimater af effekten af ændringerne i tilførslerne for fjordens tilstand.

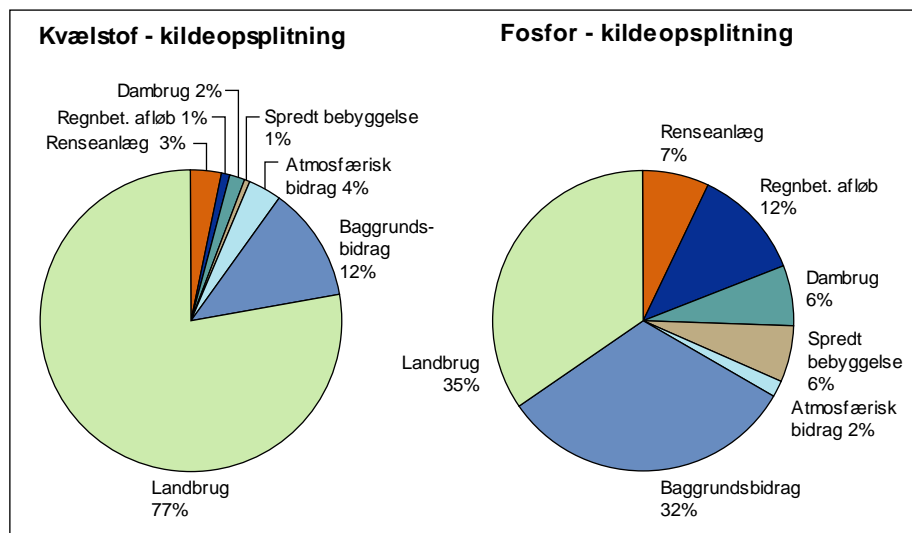
5.4 Næringsstofftilførslen fra land

En bedre miljøtilstand i Mariager Fjord er afhængig af, at både tilførslen af kvælstof og fosfor reduceres. Som vist er der en sammenhæng mellem næringsstofftilførsel og sigtddybde i Inderfjorden i sommerperioden. Fjordmodellen viser, at en opfyldelse af regionplanernes generelle basismålsætning for fjordens vandkvalitet vil kunne opnås fx ved en reduktion i fosfortilførslen til i størrelsesordenen 16 tons og kvælstofftilførslen til i størrelsesordenen 770 tons. Målsætningen vil også kunne opnås ved fx en mindre reduktion i fosforbelastningen og en større reduktion i kvælstofbelastningen - fx en fosforbelastning på omkring 20 tons og en kvælstofbelastning på 640 tons. Fjorden tilføres i dag i størrelsesordenen 1250 tons kvælstof og 22,2 tons fosfor om året - beregnet ved et gennemsnitligt klima.

I figur 5.9 er vist fordelingen mellem de forskellige kilder til næringsstoffbelastningen. Fordelingen er beregnet som gennemsnit for årene 1999-2001 for at tage højde for den variation mellem år, der skyldes forskellig nedbør og afstrømning.

For kvælstof udgør punktkilderne tilsammen kun 6 %, mens landbrug står for 77 % af belastningen.

For fosfor kommer 32 % fra punktkilderne og 35 % fra landbruget (opsplitningen mellem landbrugsbidrag og baggrundsbidrag er for fosfor forholdsvis usikkert bestemt - sandsynligvis kan baggrundsbidraget være overestimeret og landbrugsbidraget underestimeret).



Figur 5.9 Fordeling af kvælstof- og fosfortilførslen til Mariager Fjord på de forskellige kilder til næringsstofbelastningen. Gennemsnit for årene 1999-2001.

5.4.1 Oplandet til Mariager Fjord

Mariager Fjords opland er på 572 km². Området omkring fjorden er et morænelandskab fra sidste istid. Fjorden løber i en dyb tunneldal gennem dette landskab.

Undergrunden består overvejende af kalk, der er opsprækket. Jorden oven på kalken er domineret af sandede jordtyper. 57 % af jorden udgøres af grov- og finsandet jord, 30 % af lerblandet sandjord, mens kun 4 % af oplandet har mere leret jordbund. 66 % af oplandet er opdyrket, 17 % er bevokset med skov, mens resten fordeler sig mellem vådområder, øvrige naturarealer og bebyggelse.

Det sandede opland med kalkundergrund medfører, at der sker en stor nedsivning til grundvandet og at grundvandet er forholdsvis dårligt beskyttet.

Vandafstrømningen i vandløbene i oplandet viser, at vandløbene helt overvejende er grundvandsfødte. Mere end ¾ af vandafstrømningen sker via grundvandsafstrømning (vurderet ud fra baseflow index). Nitratindholdet i vandløbene viser, at en stor del af det afstrømmende grundvand er iltet. Nitratreduktionen mellem rodzonen og vandløbene er således mindre end i en del andre sandjordsoplande – hvilket selvfølgelig skærper betydningen af den belastning, der sker fra landbrugsarealerne. Ved at sammenholde en estimeret koncentration i rodzoneudvaskning med målte koncentrationer i vandløb er beregnet en samlet reduktion for oplandet på 49 % mellem rodzone og vandløb (Wiggers *et al.* 2002). For vandløbsoplande inden for fjordens opland er beregnet en reduktion på mellem 8 % og 63 %.

Tilførslen af nitrat via iltet grundvand har stor betydning for den samlede belastning, da grundvandsafstrømningen er den dominerende. I 21 kilder i oplandet med iltet og hermed nitratholdigt grundvand er alderen bestemt ud fra CFC målinger. Alderen af det iltede – og hermed nitratbærende grundvand – er typisk 20-30 år. Denne al-

der – og hermed forsinkelse i næringsstofftilstrømning til vandløb og fjord – bekræftes af udviklingen i koncentration i vandløbene. Fra begyndelsen af 70'erne til midten af 80'erne er koncentrationen i vandløbene fordoblet – hvilket indikerer, at rodzoneudvaskningen i oplandet er fordoblet fra 50'erne til 70'erne (*Wiggers et al. 2002*). Udviklingen i koncentration i vandløbene viser desuden, at belastningen med kvælstof til fjorden har været betydeligt mindre tidligere. Før 1970 må den formodes at have været det halve af, hvad den er i dag – og hermed formentlig med en anden miljømæssig situation i fjorden til følge.

Betydningen af, at det nitratbærende grundvand er 20-30 år gammelt, er desuden, at der vil være en forsinkelse i respons i fjordbelastningen på 20-30 år i forhold til en reduktion i rodzoneudvaskningen – hvilket selvfølgelig også indebærer, at der er en reduktion på vej i fjordbelastningen som følge af indsatsen i landbruget siden 80'erne, som endnu ikke kan måles i vandløbene.

Efterfølgende beregninger og beskrivelser af belastning ved målsætningsopfyldelse skal betragtes som foreløbige, idet databehandlingen ikke er endelig afsluttet.

5.4.2 Kvælstofudvaskningen

Der er sket en reduktion i kvælstofudvaskningen fra landbruget som følge af de forskellige virkemidler i Vandmiljøplan I og II. På grund af forsinkelsen i grundvand kan dette dog ikke måles i fjordtilførslen endnu. Men man må forvente en reduceret tilførsel, når dette grundvand når frem.

På baggrund af beregninger på kommuneniveau er det fundet, at der har været et fald i udvaskningen i oplandet i samme størrelsesorden som gennemsnit for landet – på mellem 27 % til godt 30 % - fra midten af 80'erne til 2000 (*Børgesen & Heidmann, 2002b*). En fuld gennemførelse af Vandmiljøplanerne er beregnet at svare til en reduktion på i størrelsesordenen 45 % fra landbrugsarealerne på landsplan (*Danmarks JordbrugsForskning og Danmarks Miljøundersøgelser, 2002*). Såfremt der sker den samme udvikling i Mariager Fjords opland og udvaskningen fra landbrugsarealerne reduceres til ca. 45 % af udvaskningen i midten af 80'erne, vil dette svare til et fald på 43 % fra hele oplandsarealet (incl. ikke-landbrugsarealer).

Under forudsætning af en ensartet reduktion i udvaskningen i oplandet, vil dette medføre, at belastningen fra arealbidraget til fjorden tilsvarende reduceres med 43 %, hvilket svarer til en belastning på 625 tons. Idet der også er en tilførsel fra punktkilder m.v. vil dette give en samlet belastning på ca. 770 tons (mål 1, tabel 5.3).

Som vist ovenfor vil målsætningen kunne opfyldes med en kvælstoftilførsel i denne størrelsesorden – men kun under forudsætning af, at fosfortilførslen reduceres til 16 tons, hvilket indebærer en markant reduktion i landbrugsbidraget.

Såfremt man derimod vælger kun at reducere fosforbidraget til i størrelsesordenen 20 tons, vil kvælstoftilførslen skulle reduceres til i størrelsesordenen 640 tons (mål 2, tabel 5.2). Dette indebærer, at der skal

ske en yderligere reduktion – ud over, hvad Vandmiljøplanerne forventes at give. Afhængig af, hvor meget, der kan reduceres i punktkildebidraget, vil den reduktion, der skal findes yderligere i landbrugsbidraget, skulle være i størrelsesordenen 100-125 tons.

I tabel 5.3 er vist den samlede tilførsel til fjorden under forskellige forhold - belastningen er opdelt på punktkilder, bidrag fra åbent land og atmosfære. Der er angivet

- belastningen "1985" svarende til punktkildebidraget i midten af 80'erne samt arealbidrag i samme størrelse som i dag.
- belastning "2000" svarende til nuværende punktkildebidrag og arealbidrag (udvaskning 20-30 år tidligere - reduktionerne i landbrugsudvaskningen kan ikke måles i vandløbene endnu)
- belastningen under forudsætning af fuld gennemførelse af VMPII (uændret punktkildebidrag og arealbidraget faldet svarende til VMPII udvaskningen) Denne belastning svarer til målsætningsopfyldelse under forudsætning af reduktion i fosforbelastningen til 16 tons (mål 1).
- Belastning svarende til målsætningsopfyldelse ved 620 tons kvælstof- og 20 tons fosfortilførsel (mål 2).

Tabel 5.3 Tilførslen af kvælstof i et klimatisk normalår beregnet ud fra det punktkildebidrag, der har været i 1985 og 2000 samt beregnet under forudsætning af den reduktion i kvælstofbelastning, som der kan forventes ifølge seneste prognose for VMPII. Nederst er anført tilførslen ved målsætningsopfyldelse ved en reduktion i fosfortilførsel til ca. 20 tons.

	Punktkilder					Åbent land			Atmosfære	Total
	Dambrug	Rense- anlæg	Regnbet. udledninger	Industri	I alt	Spredt bebyggelse	Arealbidrag, landbr. + bag- grund	I alt	Atmosfære	Total
	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år	tons/år
"1985"	62	188	11	3	264	8	1100	1108	57	1429
"2000"	22	49	11	0	82	8	1100	1108	57	1247
VMPII Mål 1	22	49	11	0	82	8	625	633	57	772
Mål 2					?		500-525	?	57	640

Landbrugsudvaskning ved målsætningsopfyldelse

For at nå til målsætningsopfyldelse viser beregningerne i tabel 5.3, at kvælstofbidraget fra det åbne land skal reduceres til i størrelsesordenen 500-625 tons – afhængig af, i hvilken grad der samtidig sker en reduktion i fosforbelastningen.

Belastningen fra det åbne land kan anvendes som udgangspunkt for en beregning af, hvilken udvaskning fra landbrugsarealet – samlet set og pr. ha – det vil svare til ved målsætningsopfyldelse (*Århus Amt og Nordjyllands Amt, 2003*).

Resultatet af beregningerne er følgende:

Målsætning	Udvaskning fra landbrugsareal kg N/ha	Udvaskning fra landbrugsareal mg N/l
770 tons N, mål 1	35-45	11-14
640 tons N, mål 2	27-35	9-11
640 tons N – 10 % reduceret landbrugsareal	Op til 37	Op til 12

Intervallerne for udvaskningen ved de forskellige reduktionsmål er udtryk for en usikkerhedsvurdering, der bygger på beregninger gennemført med forskellige beregningsforudsætningerne. Beregningerne er gennemsnitsberegninger for fjordens opland og skal ses som udtryk for en størrelsesorden for udvaskningen ved målsætningsopfyldelse.

En reduktion i belastningen fra landbruget kan også opnås ved at reducere landbrugsarealet. Ved en 10 % reduktion i landbrugsarealet vil udvaskningen fra resten af landbrugsarealet kunne være i størrelsesordenen op til 37 kg N/ha (sidste linie i ovenstående tabel). Hvis udvaskningsniveauet fra landbrugsareal derimod er i størrelsesordenen 50 kg N/ha, vil der kun være "plads" til landbrug på 60 % af det nuværende landbrugsareal – svarende til 39 % af oplandet (*Århus Amt og Nordjyllands Amt, 2003*).

Den største effekt i forhold til indsats vil kunne opnås ved en geografisk differentiering, hvor der stiles mod, at udvaskning fra landbrugsarealer i oplande med lille reduktion mellem rodzone og vandløb reduceres mere end det gennemsnitlige, mens udvaskning fra landbrugsarealer i oplande med en større reduktion end den gennemsnitlige reduceres mindre.

Oplandsmodel – udvaskningsscenarier og øvrige virkemidler

Der er gennemført en beregning af rodzoneudvaskning fra hele fjordens opland baseret på oplysninger om afgrøder og husdyrhold ud fra GLR (det Generelle LandbrugsRegister) og CHR (det Centrale HusdyrRegister) (*Wiggers et al., 2002*). Udvasningen er beregnet ved anvendelse af modellen NLES og ved anvendelse af landbrugsdata for 1998. Der er anvendt klimadata for årene 1990-1996.

De enkelte marker i oplandet er knyttet til en bedrift, der er fordelt i forhold til brugstype, jordbund, dyretæthed. Der er beregnet på 8 forskellige afgrødekategorier. Husdyrgødningsforbruget er estimeret ud fra CHR, mens der har været anvendt oplysninger fra to referenc oplande (Odder Bæk og Horndrup Bæk, LOOP oplande) vedr. handelsgødningsforbrug.

Udvasningen er beregnet på markblokniveau, der efterfølgende er summeret på del- og heloplandsniveau.

Udvasningen er i første omgang beregnet på landbrugsdata fra 1998 – hvilket svarer til den landbrugspraksis, der var omkring tidspunktet for det omfattende iltsvind og altså forud for Vandmiljøplan II

(scenarie 0). Efterfølgende er beregnet udvaskning under følgende forudsætninger:

Scenarie 1: Uændret arealanvendelse og dyrehold, men 10 % reduktion i gødningsnorm og en 15 % forbedret udnyttelse af husdyrgødning (gennemregnet dels ved 10 % reduktion for alle marker uanset, om de i forvejen lå under gældende norm (scenarie 1a) og dels ved en mindre reduktion for de marker, der blev gødet under norm svarende til resulterende gødsning 10 % under norm (scenarie 1b)).

Scenarie 2: Som scenarie 1, men med 20 % reduktion i gødningsnorm.

Scenarie 3: Uændret landbrugspraksis, men med alle de arealer, der er udpeget som skovrejsningsområde i oplandet, omlagt til skov. Dette svarer til 12 % af oplandet eller 18 % af eksisterende landbrugsareal. For landbrugsareal, der omlægges til skov, antages udvaskningen at blive 10 kg N/ha.

Ud over udvaskningsscenarierne er estimeret en effekt af forskellige øvrige virkemidler for at reducere næringsstofbelastningen – herunder anvendelse af MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger i alle udpegede Særligt Følsomme Landbrugsområder (8 % af oplandet), etablering af vådområder efter VMPII reglerne – samt effekt af indsats i forhold til punktkilder og anlæg af muslingebrug.

Tablet 5.4 Estimeret reduktion ved forskellige tiltag i forhold til kvælstofbelastningen fra det åbne land i oplandet til Mariager Fjord.

Indsatsmulighed – kvælstof fra det åbne land	Reduktion i tilførsel til fjord
Scenarie 1 – reduceret gødsning	Ca. 5 % i.f.t. 1997
Scenarie 2 – yderligere reduceret gødsning	Ca. 8 % i.f.t. 1997
Scenarie 3 – skovrejsning	Ca. 12 %
Udnyttelse af MVJ ordninger på alle udpegede områder	Ca. 4 %
Etablering af vådområder efter VMPII regler	< 5 %

I tabel 5.4 er angivet den estimerede reduktion ved de forskellige tiltag. Virkningsmidlerne i scenarie 1 er indeholdt i Vandmiljøplan II, som er vedtaget efterfølgende, og de 5 % i reduktion må derfor forventes at være indeholdt i den samlede reduktion, der allerede er sket. Det skal bemærkes, at effekten af de forskellige virkemidler ikke umiddelbart kan summeres, da der er et vist overlap i arealer, der er udpeget til forskellige ordninger – og mellem landbrugsareal og udpegede arealer. Den største effekt vil ifølge disse beregninger kunne opnås ved at omlægge landbrugsareal til anden anvendelse, mens en yderligere reduktion i gødningsnorm kun medfører et fald i udvaskningen på i størrelsesordenen 3 % for oplandet.

Udvaskningen var på landsplan faldet med ca. 25 % i 1997. Opfyldelser af målsætning for Mariager Fjord fordrer et fald i kvælstoftilførslen. Hvis udvaskningen reduceres med 43 % (770 tons N svarende til prognosen for Vandmiljøplan II), skal fosfortilførslen samtidig reduceres til 16 tons. Hvis udvaskningen derimod reduceres med 55 % (svarende til 640 tons N), skal fosfortilførslen kun reduceres til ca. 20

tons. En del af faldet i kvælstoftilførslen forventes at ske som følge af Vandmiljøplan II, der også indeholder skovrejsning, vådområder og MVJ ordninger som virkemidler. Effekten af scenarierne kan derfor ikke skilles fra den generelle effekt, der forventes af Vandmiljøplan II.

Skal der opnås en reduktion på i størrelsesordenen 55 % (hvoraf de ca. 25 % må forventes at være opnået forud for disse scenarier), vil reduktionen formentlig skulle findes ved en kombination af udtagning af landbrugsjord til skov, MVJ m.v. og ved en reduktion i udvaskningen fra eksisterende landbrugsareal – ud over, hvad der er beskrevet i scenarieberegningerne.

Effekt af ændret dyrkningspraksis på kvælstofudvaskningen

I ovenstående scenarieberegninger er det antaget, at afgrødefordeling og husdyrmængde i oplandet er uændret. Der indgår ikke en beregning af effekter af forskellige virkemidler inden for landbruget – fx en beregning af betydning for udvaskningen af flere eller færre husdyr i oplandet, af anvendelse af efterafgrøder, splitgødsning m.v. Desuden beskriver NLES kun en førsteårs effekt af en ændring i landbrugspraksis (fx reduceret rodzoneudvaskning 1. år som følge af efterafgrøder).

For at kunne kvantificere effekten af forskellige virkemidler i landbrugsdriften er der igangsat en række beregninger af udvaskning med modellen Daisy. Beregningerne er ikke – som de ovennævnte beregninger - foretaget for det samlede opland, men er i stedet foretaget på udvalgte sædskifter. Der er opstillet sædskifter, der er typiske for et planteavlsbrug, et svinebrug og et kvægbrug i Mariager Fjords opland.

Overordnet set vil der være en sammenhæng mellem udvaskning og det kvælstofoverskud, der er på den enkelte landbrugsbedrift. Effekt af de forskellige virkemidler vil derfor kunne beskrives i relation til, hvilken effekt det enkelte virkemiddel har på markens kvælstofoverskud.

Resultater for ovennævnte beregninger foreligger ikke endnu.

5.4.3 Fosfor

Fosfor fra det åbne land (landbrugsbidrag plus baggrundsbidrag) udgør 2/3 af den samlede fosfortilførsel fra land. Ud fra målinger i vandløb og kilder i oplandet er det sandsynliggjort, at den største kilde til fosfortilførslen er udvaskning af opløst fosfor fra markerne (Wiggers, 2001). En nettotilførsel af fosfor gennem mange år primært i forbindelse med udbringning af husdyrgødning har øget jordens fosforindhold, og den sandede jord med dårlig bindingsevne for fosfor kan ikke tilbageholde fosfor i fuldt omfang længere.

Også i iltet kildevand, der er 20-30 år gammelt øvre grundvand, ses en koncentration af opløst fosfor, som er over det forventede baggrunds niveau – og i øvrigt relateret til nitratindholdet, hvilket peger på landbrugsbetydningen.

Landbrugets fosforbalance er forbedret gennem årene, idet der i dag anvendes mindre handelsgødningsfosfor end tidligere, men på de fleste husdyrbrug har man fortsat et fosforoverskud. Dette akkumuleres i jorden, og ophobningen fortsætter med risiko for øget udvaskning, hvis der ikke skabes fosforbalance – eller negativ balance på de marker, hvor fosforindholdet kan give anledning til forøget risiko for udvaskning (fx ved fosfortal > 4) (Rubæk et al., 2001).

På baggrund af CHR (det Centrale HusdyrRegister) kan beregnes et fosforindhold i husdyrgødning fra hele oplandet. For 2002 er der ifølge CHR 38685 DE i oplandet og ifølge den dyreartsafhængige omregning til P kan dette beregnes til 779 tons P, hvoraf de 330 tons kom fra kvæg, 418 tons fra svin (beregnet ud fra normtal – uden anvendelse af fytase) og 31 ton fra andre husdyr. 66 % af oplandet svarende til 37.480 ha er landbrugsareal. Hvis det antages, at 90 % af landbrugsarealet (33.732 ha) har en gødningsnorm, og at der fjernes mellem 20 og 25 kg P pr. ha fra landbrugsareal, svarer dette til en fjernelse på mellem 675 og 845 tons fosfor (Århus Amt og Nordjyllands Amt, 2003).

Beregningen viser, at husdyrgødningen alene har et fosforindhold svarende stort set til fraførslen med afgrøder. Herudover kommer tilførslen med handelsgødning.

Såfremt der anvendes fytase i svinefoderet, vil fosforindholdet kunne nedsættes med godt 100 tons, hvilket vil forbedre den samlede fosforbalance for oplandet tilsvarende.

Da målsætningsopfyldelse for Mariager Fjord forudsætter en reduktion i fosfortilførslen, og da denne reduktion ikke forventes at kunne findes i punktkildebidraget alene, er det væsentligt, at landbrugets fosforbidrag nedsættes. Da der er en forsinkelse på 20-30 år i tilstrømningen af hovedparten af vandet, og da der i den periode er sket en fortsat ophobning af fosfor i jorden, er der en risiko for, at fosfortilførslen fra det åbne land kan være stigende i en række år frem. En reduktion kræver, at der maksimalt tilføres det fosfor, der fjernes fra markerne – og på marker med højt fosfortal mindre end der fjernes. Anvendelse af fytase og en optimal fordeling af husdyrgødningen vil sammen med krav til fosforbalance kunne reducere udvaskningsrisikoen fremover.

Hvor det lokalt vurderes, at der sker en tilførsel af fosfor som følge af erosion på marker eller i vandløbene, bør dette også imødegås ved hensigtsmæssig markdrift og vandløbsvedligeholdelse.

5.5 Konklusion

En opfyldelse af den miljømæssige målsætning for Mariager Fjord vil kræve en reduktion i næringsstofftilførslen. Målsætningen vil kunne opfyldes ved forskellige kombinationer af kvælstof- og fosfortilførsel – en mindre reduktion i det ene næringsstof kan kompenseres af en større reduktion i det andet. En realistisk målsætning med hensyn til kvælstof- og fosforbelastning vil kræve, at både kvælstof- og fosfortilførslen fra landbrugsarealerne reduceres.

For kvælstof viser beregningerne, at en reduktion til målsætningsopfyldelse mest realistisk vil kunne opnås ved en kombination af at reducere udvaskning fra landbrugsarealer og udtage landbrugsareal af omdrift, da der næppe vil kunne opnås tilstrækkelig reduktion alene ved indsats på det eksisterende landbrugsarealer. Der er igangsat beregninger til belysning af effekt af forskellige virkemidler i landbrugsdriften – resultaterne foreligger ikke endnu, men det er anskueliggjort, at der vil være en sammenhæng mellem udvaskning og kvælstofoverskud på marken.

Gennemsnitsberegninger for fjordens opland viser, hvilke niveauer for udvaskning, der vil skulle stiles imod. Den største miljømæssige effekt i forhold til indsatsen vil kunne opnås ved en differentieret indsats i fjordens opland. En hydrologisk modellering, der er forankret i gode måledata på relevant detaljeringsniveau, vil kunne anvendes til at give et bedre grundlag for den differentierede indsats. Den nuværende regulering af landbruget lægger ikke op til nogen differentiering i landbrugsbelastningen (i modsætning til, hvad der har været gældende for punktkilder siden 70'erne).

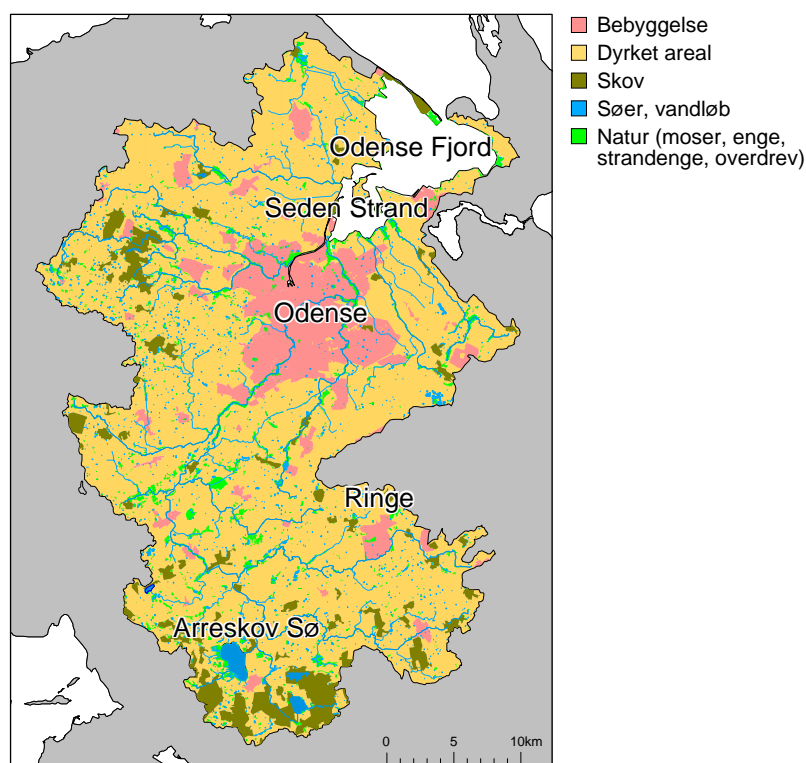
For fosfor vil en målsætningsopfyldelse mest realistisk indebære, at der både stiles mod yderligere reduktioner fra punktkilderne, selvom det er begrænset, hvor meget mere, der kan fjernes her, og på en reduktion i landbrugsbidraget.

Der findes ikke i dag modeller, der på tilsvarende vis som for kvælstof kan kvantificere fosforstrømme fra landbrugsjorden til overflade-recipienten. Måledata fra vandløb og grundvand kan dog anvendes til at anskueliggøre transportveje og -mekanismer. I Mariager Fjords opland er udvaskning af opløst fosfor den største fosforkilde. Udvasningen er landbrugsbetinget. En reduktion af udvaskningsrisikoen indebærer, at der generelt ikke må tilføres mere fosfor end der fjernes med afgrøder. På marker, hvor der i dag er et højt fosforindhold i jorden, kan der være behov for skærpede krav gående på en negativ fosforbalance indtil jordens fosforindhold er nået ned på et miljømæssigt acceptabelt niveau. Da opløst fosfor strømmer til vandløb og fjorden via øvre grundvand, er hele oplandet indsatsområde.

6 Odense Fjord og opland – modellering af fjordens tilstand via en dynamisk model

6.1 Områdets karakteristika

Odense Fjord er en lavvandet fjord med et vanddækket areal på ca. 65 km² (figur 6.1). Middeldybden i inderfjorden, Seden Strand, er 0,8 m, og 2,7 m i den ydre del af fjorden. Den største ferskvandskilde til fjorden er Odense Å. Kølevandsudledningen fra Fynsværket, kraftværket beliggende ved Odense Å's udmunding i Seden Strand, har relativ stor betydning for vandskiftet og saltholdigheden i Seden Strand. Fjorden har et stort vandskifte, og middel-opholdstiden for Odense Å's vand er således kun 9 dage i Seden Strand og 17 dage for fjorden som helhed.



Figur 6.1 Arealanvendelse i oplandet til Odense Fjord 1992.

Fjordens miljøtilstand er påvirket af tilledningen af forurenende stoffer (næringsstofferne fosfor og kvælstof samt miljøfremmede stoffer). Kilderne hertil er husholdninger, industri, landbrug i oplandet, nedfald fra luften samt aktiviteter i selve fjorden (skibsfart, fiskeri mv.).

Koncentrationerne af fosfor og kvælstof i fjorden har været faldende siden starten af 1990'erne. Det største fald ses for fosfor, men også

kvælstofkoncentrationen udviser en faldende tendens. Koncentrationerne er dog fortsat meget høje sammenlignet med forholdene uden for fjorden. Mængden af planteplanktonet i fjordvandet er relativt lav på trods af de høje næringsstofkoncentrationer. Det kan tilskrives det hurtige vandskifte i inderfjorden, der sjældent tillader opbygning af større planktonmængder, samt tilstedeværelsen af bundlevende dyr (orme, muslinger, mv.), der lever af at frafiltrere planteplanktonet. Hertil kommer det forhold, at planteplanktonet konkurrerer med de forskellige bundplantetyper – énarige makroalger som Søsalat og trådalgearter, flerårige makroalger som brunalgen Blæretang, samt den rodfæstede vegetation i form af Ålegræs og Havgræs - om næringsstofferne. Endelig bevirker Fynsværkets gennempumpning af vand fra fjorden en dødelighed af plante- og dyreplankton. Der optræder dog jævnlige masseopblomstringer af planteplankton i fjorden. Forekomsten af de énarige makroalger - Søsalat og trådalgearter, der trives bedst i områder med stor næringstilledning - er aftaget betydeligt siden 1980'erne, mens den rodfæstede vegetation - Havgræs og i mindre omfang Ålegræs - er genindvandret og har bredt sig i områder af Seden Strand. Desuden er den flerårige Blæretang, der trives ved en lavere næringstilledning, gået stærkt frem i hele fjorden. Udbredelsen og mængden af makroalgerne og den rodfæstede vegetation udviser dog stadig store variationer fra år til år (*Fyns Amt, 2002a*).

6.1.1 Landskab og jordtyper i oplandet til fjorden

Oplandet til Odense Fjord udgør ca. 1046 km² og inkluderer ca. 1100 km åbne vandløb samt 2600 søer og vandhuller (>100 m²). Fyns Amts største søer Arreskov Sø (317 ha), Brændegårds Sø (108 ha) og Nørre Sø (69 ha) er alle beliggende i oplandet til Odense Fjord. Odense Å er det største vandløb der afvander til fjorden. Det var først og fremmest den sidste istid, som skabte det fynske landskab, som vi kender det i dag. Mest udbredt i landskabet er moræneflader dækket af moræneler, der er afsat af isens bund, mens isen bevægede sig frem. Lerjordstyperne er svagt dominerende og omfatter ca. 51 %, mens sandjordstyperne dækker ca. 49 % af arealet.

6.1.2 Arealanvendelse

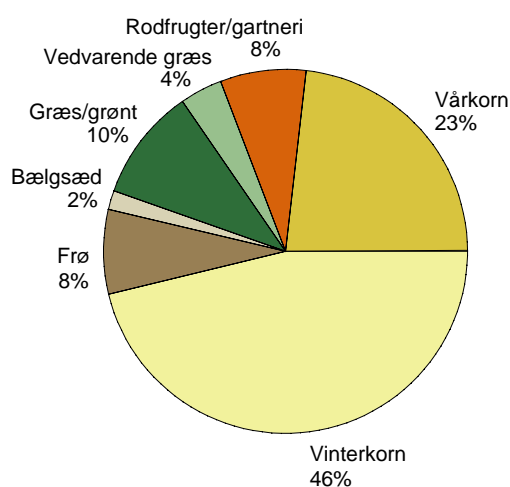
Ligesom i det øvrige Danmark er arealanvendelsen i oplandet domineret af den landbrugsmæssige udnyttelse af jorden (figur 6.1). Således udgør landbrugsjorden 68 % af oplandet. Den resterende del af arealet omfatter ca. 16 % byområder/veje, 10 % skov og 6 % naturarealer (eng, mose, overdrev, søer og vådområder (§ 3 arealer)). Til sammenligning udgør naturarealer på landsplan godt 9 % af Danmarks areal, og landbrugsarealer og skov udgør henholdsvis 62 % og 11 % af arealet.

6.1.3 Befolkning

Der bor ca. 246.000 indbyggere i Odense Fjord oplandet, heraf ca. 182.000 i Odense. Ca. 6.900 beboelsesejendomme er beliggende i det åbne land uden for bymæssig bebyggelse og kloakopland, svarende til knapt 10 % af befolkningen i oplandet.

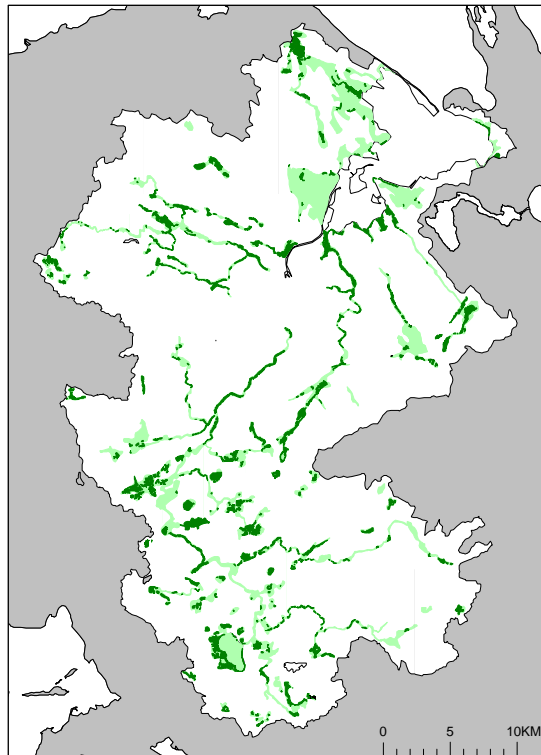
6.1.4 Landbrugsforhold

Der var i år 2000 registreret ca. 1870 landbrugsejendomme i oplandet til Odense Fjord, heraf ca. 960 husdyrbrug. Husdyrproduktionen i oplandet omfatter ca. 70.000 dyreenheder, fordelt på 59 % svin, 37 % kvæg og 4 % anden husdyrproduktion. »Husdyrtrykket« er på gennemsnitligt 0,9 dyreenheder per hektar landbrugsjord, svarende til landsgennemsnittet. Husdyrproduktionen er samlet set steget de senere år, dækkende over et fald inden for kvægsektoren og en kraftig stigning indenfor svinesektoren. Det vurderes ud fra indkomne ansøgninger til amtet (VVM-screeninger), at husdyrproduktionen fortsat vil stige de kommende år. Den dominerende afgrøde er korn (2/3 vinterkorn) med 63 %, mens kun 10 % er græsarealer (figur 6.2). Odense Fjord oplandet har en forholdsvis høj koncentration af gartnerier, hvis areal udgør ca. 3 % af landbrugsarealet.



Figur 6.2 Afgrødefordeling på landbrugsarealer i oplandet til Odense Fjord (2000).

For at sikre en hurtig afvanding af landbrugsjorden og optimere dyrkningsmulighederne er mindst 50 % af det dyrkede areal i oplandet drænet. Dertil kommer, at moser, enge, vandløb, samt lavvandede søer og fjordområder har gennemgået store fysiske forandringer eller helt er forsvundet fra landkortet som følge af landvindingsarbejder til dyrkningsformål. En stor del af de tidligere eng/mosearealer i ådalene er gjort dyrkbare ved gennemførelse af vandløbsregulering og vandløbsvedligeholdelse. Mange vandløb og grøfter er også blevet rørlagt ligesom en stor del af vandløbene er blevet udrettet. I oplandet til Odense Fjord er 72 % af de større eng/mose-områder forsvundet i løbet af de sidste 100 år (figur 6.3). Alt i alt har årtiers indsats med landvinding, afvanding af ådale og vådområder samt dræning betydet, at den naturlige selvrensningsevne i Odense Fjord oplandet er reduceret betydeligt.

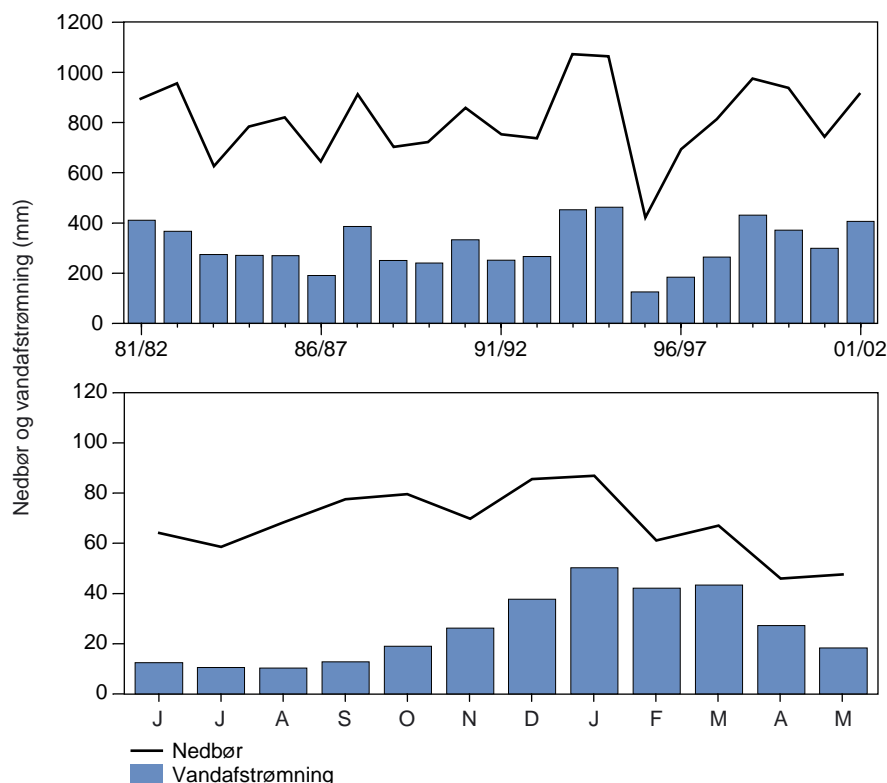


Natur 1890 (lys+mørk) og 1992 (mørk)

Figur 6.3 Udbredelsen af eng og mosearealer i oplandet til Odense Fjord henholdsvis år 1890 (lyse- og mørkegrøn) og år 1992 (mørkegrøn).

6.1.5 Nedbør og vandafstrømning

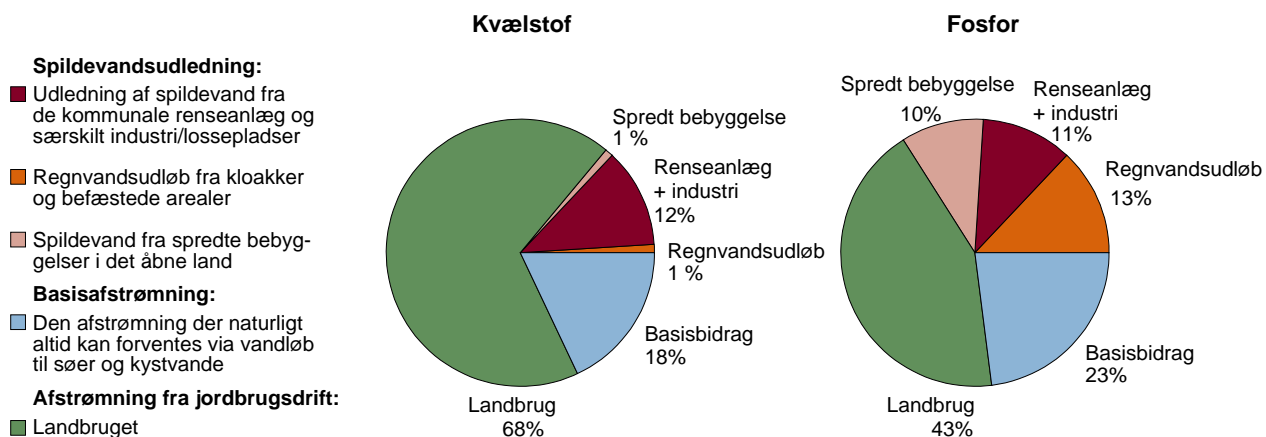
Den årlige nedbør varierer betydeligt inden for Fyns Amt. Nedbøren er typisk 200-300 mm større over det centrale Fyn end over de kystnære områder. I oplandet til Odense Fjord er der således en stor nedbørsgradient med de største værdier i den sydlige del af oplandet og de mindste værdier nær selve fjorden. I perioden 1981/82-2001/02 har den årlige nedbør i gennemsnit for Odense Fjords opland varieret fra 420 mm til knap 1100 mm og afstrømningen af ferskvand med vandløb til fjorden har varieret i takt hermed, (figur 6.4 øverst). Den gennemsnitlige månedsnedbør i Odense Fjords opland varierer mellem ca. 45 mm (april-maj) og knap 90 mm (december-januar). En stor andel af nedbøren fordampes i sommerhalvåret, og dermed når en mindre andel af nedbøren frem til vandløbene. Derfor bliver variationerne i den månedlige vandafstrømning i vandløbene meget større end variationen i nedbøren. Ferskvandsafstrømningen om sommeren er derfor typisk kun omkring 20 % af afstrømningen i vintermånederne (figur 6.4 nederst).



Figur 6.4 Nedbør og vandafstrømning i oplandet til Odense Fjord (millimeter). Øverst: Årsværdier 1981/82-2001/02. Nederst: Månedsværdier (gennemsnit 1981-2002).

6.1.6 Kvælstof- og fosforbelastningen af Odense Fjord

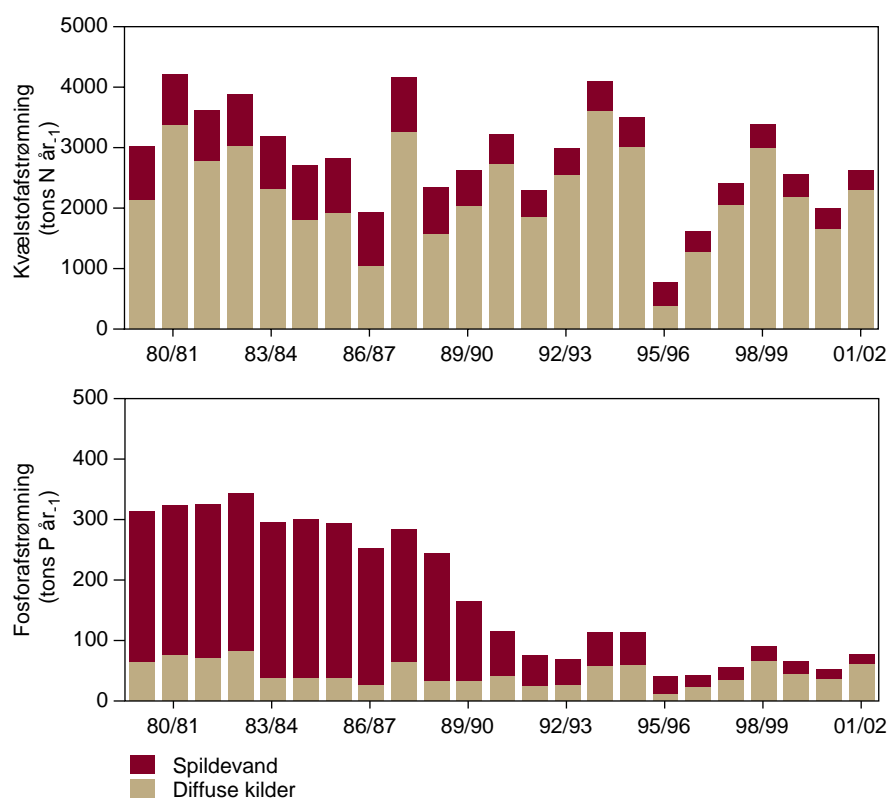
Opgjort ud fra et afstrømningsmæssigt normalår tilføres der i dag gennemsnitligt omkring 2000 tons kvælstof og 50 tons fosfor til Odense Fjord fra oplandet årligt, svarende til 19 kg kvælstof og 0,5 kg fosfor per hektar opland (vandbåret). Set på årsbasis er denne vandbårne belastning altdominerende, (figur 6.5), men i sommermånederne kan den luftbårne kvælstofbelastning være af en vis betydning.



Figur 6.5 Kilderne til den vandbårne næringsstofbelastning af Odense Fjord. Årsgennemsnit 1998/99 - 2001/02.

Ser man på kilderne til næringsstofbelastningen af Odense Fjord fra oplandet, er omkring 80 % af såvel kvælstof- som fosfortilførslen kulturbetinget. Af den kulturbetingede kvælstoftilførsel til fjorden er 83 % landbrugsbetinget. Ca. 56 % af den kulturbetingede fosfortilførsel er i dag landbrugsbetinget. En fortsat overgødskning med fosfor på landbrugsarealerne i oplandet vil betyde, at landbrugets fosforbelastning af fjorden ad åre vil øges og derved mindske effekterne af store investeringer i spildevandsrensning i oplandet.

Næringsstofbelastningen af Odense fjord er reduceret med henholdsvis ca. 35 % (kvælstof) og ca. 80 % (fosfor) siden midten af 1980'erne (figur 6.6). Næringsstofbelastningen med spildevand er reduceret med 94 % (fosfor) og 63 % (kvælstof) siden midten af 1980'erne. Den diffuse årlige kvælstofbelastning til fjorden fra landbrugsarealerne er siden 1980'erne reduceret med 20-30 % fra ca. 22 kg til omkring 16 kg kvælstof pr. hektar opland de seneste tre hydrologiske år. I denne vurdering (kvælstof) er der korrigeret for betydningen af den varierende vandafstrømning.



Figur 6.6 Næringsstofafstrømningen til Odense Fjord 1979/80-2001/02.

6.2 Modelleringskoncept

Der er siden 1970'erne af flere omgange opstillet og udført matematiske modelberegninger til udredning af forhold, der vedrører vandskiftet, næringsstoftransport, forureningsniveau, mv. for Odense Fjord. Modelarbejdet har været iværksat i forbindelse med spildevandsplanlægningen for Odense Kommune, godkendelse af kølevandsudledningen fra Fynsværket, amtets overvågning af vandmiljøet samt endelig i forbindelse med recipientkvalitetsplanlægningen for Odense Fjord. Det seneste modelarbejde blev igangsat i 1998 i

forbindelse med at tilladelsen til Fynsværkets kølevandsudledning skulle fornyes.

En GIS-baseret*) model for oplandet til Odense Fjord er under udvikling, som et led i Fyns Amts deltagelse i EU's fælles strategi for implementering af Vandrammedirektivet («Odense Pilot River Basin» projektet). Her forestår amtet den danske afstemning af Vandrammedirektivets vejledninger gennem udarbejdelse af en foreløbig vandområdeplan for Odense Fjord og opland.

Det er hensigten, at det samlede modelkompleks (fjordmodellen og oplandsmodellen) skal anvendes som grundlag for indsatsplanlægningen i oplandet til fjorden.

6.2.1 Oplandsmodellering af kvælstofafstrømning

Målsætningen for oplandsmodelleringen er for ethvert vandområde (fjord, sø, osv.) at kunne beregne, hvilken betydning ændringer i bl.a. arealanvendelse og/eller dyrkningspraksis vil kunne få for næringsstofbelastningen af vandområderne. Indtil videre er modellen kun opstillet² med henblik på at kunne vurdere kvælstofbelastningen. Konceptet er sammensat af de nedenfor beskrevne 5 delmodeller. Delmodellerne 2, 4 og 5 er udviklet ud fra data fra Fyns Amts omfattende overvågning af vandmiljøet gennem de seneste 20 år. Modelleeringskonceptet er detaljeret beskrevet i notat fra Fyns Amt (*Fyns Amt, 2003*).

6.2.2 Kvælstof-udvaskning fra rodzonen

Delmodel 1 - Vandnedsivning fra rodzonen

Med modellen DAISY er nedsivningen af vand og ud af rodzonen (1m dybde) beregnet. I disse beregninger er der taget højde for betydningen af variationer i nedbør, jordbundsforhold og arealanvendelse i Fyns amt, (*DHI, 2002b*). Beregningerne er udført for hver mark (markblok) baseret på afgrødefordelingen i 1998. Den årlige vandnedsivning er beregnet for perioden 1989-2001 (data for 1981-1988 er under udarbejdelse).

Delmodel 2 - Kvælstofudvaskning fra rodzonen (markniveau)

Til udvaskningsberegninger anvendes en simpel udvaskningsmodel opstillet og verificeret af Fyns Amt på data fra det fynske Landovervågningsprogram, (*Fyns Amt, 2002b*). Den årlige kvælstof-udvaskning fra rodzonen (1 m dybde) beregnes i modellen ud fra vandnedsivning, den totale tilførsel af kvælstof (husdyrgødning + handelsgødning + kvælstof-fixering) til de enkelte marker de enkelte driftsår samt det relative høstudbytte det enkelte år.

2 GIS: Geografisk Informations System. Et PC program der giver mulighed for effektivt at sammenstille og analysere alle typer af geografisk refererede informationer.

6.2.3 Kvælstof-transport fra opland til vandløb

Delmodel 3 - Oplandsafgrænsning

Baseret på højdekort over Fyns Amt er der lavet et beregningsprogram, der for vilkårlige vandområder kan beregne og på digitale kort fastlægge vandområdernes afstrømningsopland. Den tekniske løsning er baseret på en digital højdemodel (25mx25m), et digitalt vandløbskort og EDB-programmet ArcGIS (*ArcHydro, 2002*).

Delmodel 4 – Kvælstof-transport i vandløb

Den årlige kvælstoftransport i vandløb kan beregnes med en af Fyns Amt opstillet simpel model (*Fyns Amt, 2003*). Denne model beregner kvælstofkoncentrationerne (mg N/l) i et givet vandløb ud fra:

- De gennemsnitlige koncentrationer af kvælstof i rodzonevandet under det samlede afstrømningsareal til vandløbet (delmodel 2).
- Andelen af hurtigt afstrømmende vand fra markerne til vandløbet (drænvand, m.m.)
- Udledningerne af spildevand i afstrømningsoplandet.

Den hurtigt afstrømmende vandmængde til vandløbene er her defineret som den totale vandafstrømning i vandløbet minus den målte vandløbsafstrømning i 'tørkeåret' 1995/96 (udtryk for grundvandsfødt minimumsafstrømning).

Delmodel 5 – Kvælstofomsætning fra rodzone til vandløb

Det kvælstofholdige vand, der nedsiver fra markerne ud ad rodzonen mod dræn og vandløb vil være udsat for forskellige biologiske og kemiske processer, hvorved en del af kvælstoffet omsættes til luftformigt kvælstof, der afgasser til atmosfæren. Som gennemsnit kan det med de modeller, der her er omtalt, beregnes at omkring 40% af kvælstoffet i rodzonevandet er omsat inden vandet når frem til det 'gennemsnitlige' fynske vandløb. Omsætningen varierer dog kraftigt (15-63%) imellem de enkelte vandløbsoplande. Denne variation er bestemt af andelen af hurtigt afstrømmende vand fra markerne (fx drænvand). Jo større denne vandafstrømning er des mindre kvælstof kan der nå at blive omsat. Dermed indikeres også en stærkt varierende effekt for kvælstoftilførslen (til vandløb) af lokale tiltag for at nedsætte kvælstof-udvaskningen fra de dyrkede marker. Størst effekt vil opnås i oplande med en stor andel af hurtigt afstrømmende vand til vandløbene. Alternativt vil tiltag, der mindsker den hurtigt afstrømmende vandafstrømning (drænvand), forventeligt også lede til en større kvælstofomsætning og dermed en mindre kvælstof-tilførsel til vandløbene.

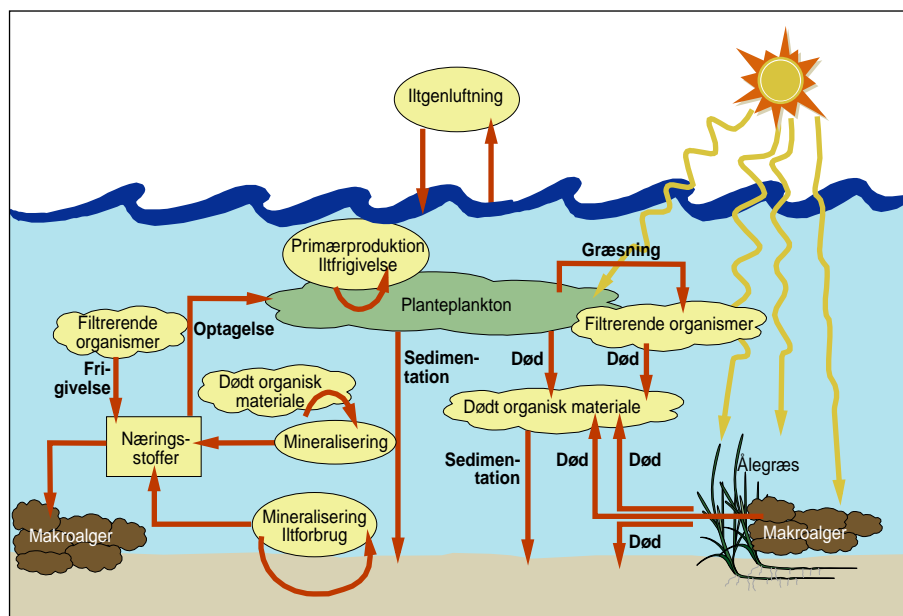
6.2.4 Fjord-modellering

MIKE 3-model for Odense Fjord

MIKE 3-modellen er en tredimensional model af de vandskiftemæssige, vandkemiske og biologiske forhold i Odense Fjord. Modellen beskriver vandbevægelser og salt- og næringsstoftransporter internt i fjorden og ind og ud af fjordmundingen, samt væsentlige biologiske forhold i fjorden. De input-data, der driver modellen (drivdata), om-

fatter for den vandskiftemæssige del: Vandstand, vind, nedbør, afstrømning, salt og temperatur udenfor fjorden, lufttemperatur, skydække, kølevandscirkulation (Fynsværket), og for den biologiske del: Næringsstoftilførselse fra land og atmosfære, planktonfødekedel i Fynsværkets kølevand, alge- og næringsstofkoncentrationer udenfor fjorden, lysindstråling.

En detaljeret beskrivelse af MIKE3-modellen kan findes i *DHI, 2000a-c*. De overordnede sammenhænge i modellens biologiske komponenter og stofstrømme er vist på figur 6.7. Af væsentlige biologiske forhold i relation til næringsstofstrømmene kan nævnes, at modellen indeholder procesbeskrivelser af planktonfødekedel i fjordvandet og af to bundplantetyper, énårige makroalger og rodfæstet vegetation. Således konkurrerer disse forskellige typer planter om næringsstoffer og lys. Der er også procesbeskrivelser af nedbrydning og omsætning af dødt plankton og bundplanterester i fjordvandet og fjordbund. Modellen beskriver hermed frigørelsen af næringsstoffer, der igen kan deltage i fjordens stofkredsløb samt fjordbundens kvælstofjernelse (denitrifikation). Børsteormes og muslingers biologiske filtration af planteplanktonet i vandfasen, der er væsentlige for fjordens stofkredsløb, indgår ikke direkte som en dynamisk proces i modellen. Denne filtration optræder derimod som en forøget sedimentation, hvorved algerne fjernes fra vandet og nedbrydes i sedimentet.



Figur 6.7 Konceptuelt diagram af de biologiske komponenter og næringsstofstrømme i MIKE 3 modellen for Odense Fjord.

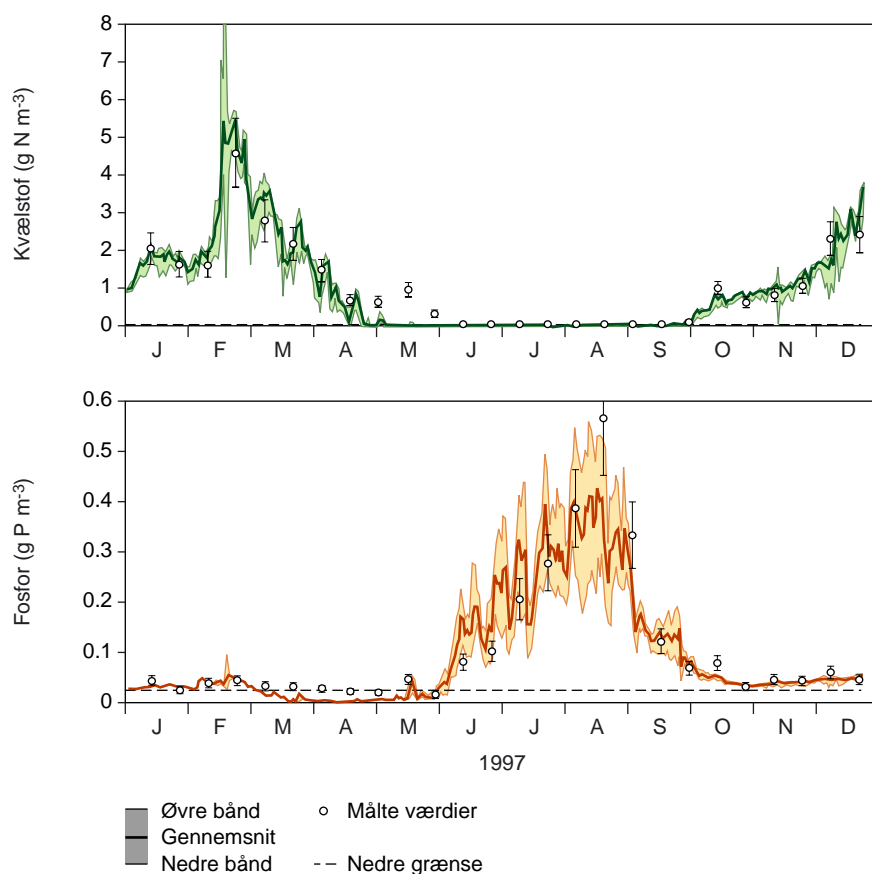
Blandt væsentlige fysiske og biologiske elementer i relation til næringsstofstrømme, der ikke er medtaget i modellen, kan nævnes de bundlevende mikroalger og resuspension (transport af ophvirvlet bundmateriale internt i fjorden). Begge elementer kan spille en stor rolle i fjordens stofdynamik.

Det skal også nævnes, at procesbeskrivelserne af énårige makroalger og rodfæstet vegetation er baseret på vækstforhold fra litteraturen for hhv. Søsalat og Ålegræs, men at der ikke for nuværende indgår flere arter med andre vækstkaraktistika i modellens beskrivelser af

bundplanterne. Det betyder at fjordens bestande (biomasse) af Blæretang, Havgræs og trådalger i princippet ikke modelleres. Blæretang som bundplantetype (flerårige, langsomtvoksende makroalger) indgår slet ikke i modellen, mens modellen delvist kan kompensere for trådalgebiomassen ved at sænke væksthastigheden af bundplantetyperen énarige makroalger, således at den modsvarer fordelingen mellem mængden af Søsalat og trådalger i fjorden.

En anden konsekvens af de ovennævnte forhold vedrørende bundplantetyper er at arters forsvinden og indvandring af nye arter (eller genindvandring af tidligere arter) ikke indgår i modellen.

Modellen er kalibreret på perioder i 1992 og 1998. Valideringen af modellen er foretaget på 1997 og en periode i 1998, og en blindtest for 1999. Modelresultater af valideringen er sammen med målte værdier af uorganiske N- og P-koncentrationer på Stn. 8 i Seden Strand i 1997 vist på figur 6.8.



Figur 6.8 Simulerede og målte koncentrationer af uorganisk kvælstof (øverst) og fosfor (nederst) på Stn. 8 i Seden Strand i forbindelse med valideringen i 1997. De simulerede værdier er døgnmidler, og det indlagte bånd omkring dem er døgnvariationen. De målte værdier (cirkler) er angivet med en anslået usikkerhed på 20 % for både kvælstof og fosfor. En nedre grænse på 0.025 mg/l (se tekst) for både kvælstof og fosfor er også angivet

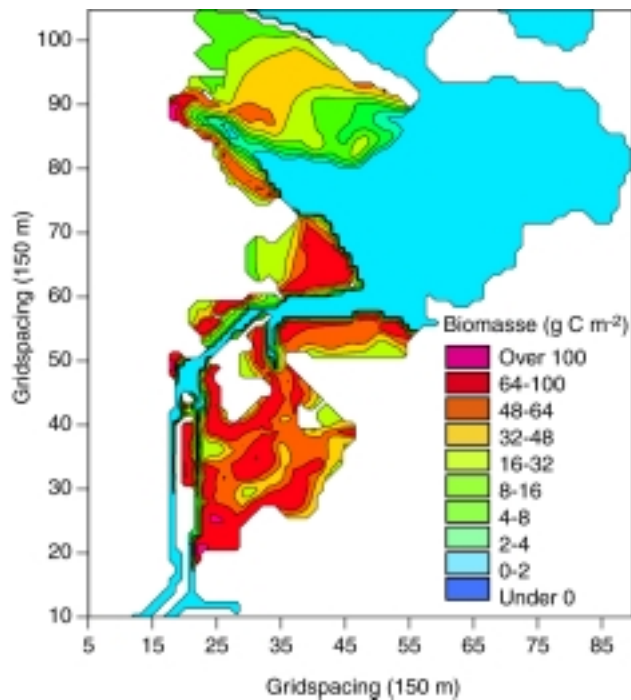
I forbindelse med vurderingen af valideringen blev der for visse variable i vandfasen fastsat kvantitative acceptkrav som også fremgår af figur 6.8. Acceptkravene var

- at den simulerede døgnvariation (min-max, grå zone i figuren) skulle ligge inden for usikkerhedsintervallet for den målte værdi (lodrette streger i figuren); i begge de viste eksempler, uorganisk kvælstof og fosfor, er usikkerheden sat til 20 %.
- i tilfælde hvor den målte værdi ligger under en given minimumgrænse (i begge viste eksempler 0.025 mg/l) skal den simulerede værdi (døgnmidlen) også ligge under minimumgrænsen.

Ud fra disse acceptkrav var der for de afbildede eksempler 77 % overensstemmelse mellem målte og simulerede værdier. For kalibrerings-, validerings- og blindtestperioden samlet (1997-99) var der overvejende 65-70 % overensstemmelse og derover (samlet variation på 49-92 %).

For bundplanterne - de énarige makroalger og den rodfæstede vegetation - blev der ikke opstillet sådanne kvantitative acceptkrav, fordi de resultater, der opnås med den nuværende målestrategi (primært dækningsgrad og udbredelse) i det nationale overvågningsprogram, ikke egner sig som direkte sammenligningsgrundlag for modelresultaterne (biomasse). Et eksempel på en modelsimulering af fordeling af makroalgebiomassen er vist i figur 6.9 (Kulstofbiomasse, 1. juli 1998). I forbindelse med blindtesten blev sammenhængen mellem dækningsgrad og biomasse undersøgt. I tabel 6.1 er der vist resultater for sammenligning af målte og modellerede biomasser for makroalger (kulstof, kvælstof og fosfor) og den rodfæstede vegetation (kun kulstof). Det ses at der ofte fås en god overensstemmelse, men der er også eksempler på store forskelle. Det skal pointeres at de målte værdier skal tages med store forbehold, idet sammenhængen mellem dækningsgrad og biomasse er baseret på statistisk ikke-signifikante relationer.

Der er også foretaget usikkerhedsanalyser for de fysiske drivdata, for de kemisk/biologiske drivdata og for næringsstofbelastningen på både den vandskiftemæssige og den kemisk/biologiske del af modellen. Analysen viste at usikkerheden på de fysiske drivdata højst medførte en tilsvarende usikkerhed på modelresultaterne (nogle få procent). Anslåede usikkerheder på de kemisk/biologiske drivdata (alge- og næringsstofkoncentrationer udenfor fjorden) på op til 10 % giver generelt en ændring på under 5 % (årsmidler) for de undersøgte modelvariable. Den højeste effekt fås for belastningen; anslåede belastningsusikkerheder på 10 % (kvælstof) og 20 % (fosfor) giver ændringer (årsmidler) på hhv. 9 og 10% for de udvalgte modelvariable.



Figur 6.9 Fordeling af simuleret kulstofbiomasse af énårige makroalger (gC/m^2) i Odense Fjord, 1. juli 1998.

Tabel 6.1 Sammenligning af simuleret og "målt" makrofytbiomasse - énårige makroalger (kulstof, kvælstof, fosfor) og rodfæstet vegetation (kulstof) – i perioden 16. juli-19. oktober 2000. De simulerede værdier er gennemsnit for perioden, mens de "målte" værdier er skønnede gennemsnitsværdier ud fra ikke-signifikante relationer mellem dækningsgrad og biomasse.

Areal	Makroalge C $\text{g C}/\text{m}^2$		Makroalge N $\text{g N}/\text{m}^2$		Makroalge P $\text{g P}/\text{m}^2$		Rodfæstet vegetation C $\text{g C}/\text{m}^2$	
	Målt	Modelleret	Målt	Modelleret	Målt	Modelleret	Målt	Modelleret
Ydre fjord vest	26	21	3,0	1,9	0,39	0,17	37	36
Ydre fjord øst	2	10	0,2	0,9	0,03	0,08	16	16
Seden strand vest	27	70	3,6	5,6	0,44	0,68	27	49
Seden strand øst	32	51	2,6	4,2	0,40	0,49	58	54

6.3 Diskussion af målsætning/referencetilstand

6.3.1 Regionplanens målsætninger for Odense Fjord

Den nordvestlige del af Odense Fjord ved Egense Dybet er i Fyns Amts Regionplan 2001-2013 udlagt med skærpet målsætning som »referenceområde for naturvidenskabelige studier«. Resten af fjorden er målsat med generel målsætning som »fiskevand til lyst- og/eller erhvervsfiskeri, samt, hvor de naturlige betingelser er til stede, gyde- og/eller opvækstområde for fisk«.

Hele den vestlige del af fjorden er i 1983 udpeget som EF-fuglebeskyttelsesområde på grund af internationalt betydningsfulde

koncentrationer af vandfugle, samt store yngleforekomster af kystfugle. I 1999 blev det samme område udpeget som Habitatområde med særlig forpligtigelse til at bevare og forbedre naturtyper som »større lavvandede bugter og vige« samt »mudder- og sandflader der blottes ved ebbe«.

Fyns Amt har ved den seneste rapportering af miljøtilstanden i Odense Fjord konkluderet, at ovennævnte målsætninger for fjorden fortsat ikke er opfyldt bl.a. som følge af forhøjede næringsaltkoncentrationer, opblomstringer af planteplankton og fortsat store forekomster af forureningstolerante alger som søsalat og trådalger, samt forekomsten/påvirkningen af miljøfremmede stoffer i fjordens sediment og dyreliv (*Fyns Amt, 2002a*).

6.3.2 Vandrammedirektivets målsætninger

Ifølge Vandrammedirektivet skal alle vandområder opfylde *høj* eller *god* økologisk tilstand senest i år 2015. Ved *høj* tilstand tillades "ingen eller kun meget svage ændringer" i forhold til naturtilstand (referencetilstand), mens der ved *god* tilstand tillades "mindre" afvigelser i forhold til naturtilstand. Der gives imidlertid ingen anvisning på en kvantitativ fastsættelse af disse krav.

Efter Vandrammedirektivet skal kriterierne for målsætningsopfyldelse være operationelle, hvilket vil sige at de fastlagte kriterier skal fastlægges kvantitativt. Regionplanens kvalitative målsætninger er således ikke umiddelbart egnede.

I en nylig rapport (DMU, under forberedelse) om kvantitativ målfastlæggelse er grænsefastlæggelse eksemplificeret ud fra historiske data om dybdeudbredelsen af ålegræs. Grænsefastlæggelsen *god/moderat* tilstand er gennemregnet i to eksempler for en afvigelse på hhv. 15 % og 25 % fra referencetilstanden. Grænsefastlæggelsen *høj/god* tilstand er i eksemplerne defineret som en afvigelse på henholdsvis 5 % og 10 % fra referencetilstanden. I OSPAR er foreslået en grænse på 25 % afvigelse.

I *Nielsen (2001)* er der fremsat forslag til typeopdeling af de danske kystvande. Her er Odense Fjord inddelt i to typer, en inderfjord og en yderfjord. En konsekvens heraf er, at der for inderfjorden og yderfjorden må defineres forskellig referencetilstand.

Som beskrevet, er mængden af planteplankton ikke velegnet til at belyse fjordens miljøtilstand, mens makrofytdubredelse og -biomasse er en bedre indikator for miljøkvaliteten, når det gælder effekterne af belastningen med næringsstoffer.

6.4 Scenarier samt diskussion af krav til at opnå målsætning/referencetilstand

Scenarieberegningerne, der er gennemført med MIKE 3 modellen for Odense Fjord, omfatter:

- **'1998'** som beskriver forholdene med den aktuelle belastningssituation i 1998.
- **'VMP'** som beskriver forholdene for en fuldt gennemført Vandmiljøplan mht. kvælstof, dvs. en halvering af kvælstofudvaskningen fra dyrkede arealer. Da målene for fosforudvaskningen (80 % reduktion) var tilnærmelsevis nået, er fosforbelastningen ladet urørt.
- **'VMP+'** som beskriver forholdene mht. Vandmiljøplanen som ovenfor, samt desuden en reduktion af kvælstofbelastningen fra en større punktkilde (Stige Ø losseplads) og en reduktion af P-belastningen fra spredt bebyggelse og regnbetingede spildevandsudløb.
- **'Max. svin'** som beskriver forholdene i en situation hvor belastningen er forøget på grund af at svineholdet i Odense Fjords opland forhøjes til det maksimalt tilladelige i henhold til lovgivningen, mens øvrige forhold er uændret.
- **'1980'erne'** som beskriver belastningsforholdene svarende til medio 1980'erne, dvs. før den store udbygning med fosfor- og kvælstofrensning på spildevandsanlæggene blev gennemført.
- **'Natur'**, som beskriver en situation hvor menneskeskabte belastningsbidrag er fjernet og Fynsværket ikke bidrager med kølevandscirkulation og varmetilledning til fjorden; de tilladte kvælstof- og fosforkoncentrationer svarer til niveauet i danske naturvandløb der indgår i det nationale overvågningsprogram.

Designåret er 1998 hvad angår meteorologi, vandafstrømning og farvandsforholdene udenfor fjorden, og med en driftssituation hvor Fynsværket kører med fuld produktion. Disse forhold er således fælles for alle scenarier, men undtagen 'Natur' (se nedenfor). Vandafstrømningen og stofbelastningen i 1998 kan betegnes som typisk, dvs. et "normal-år". Scenariespecifikationer og -resultater er beskrevet i *DHI (2002a)*.

Belastningsforholdene i scenarierne samt de procentvise ændringer i forhold til belastningssituationen medio 1980'erne fremgår af tabel 6.2.

Tabel 6.2 Den årlige vandbårne kvælstof- og fosforbelastning (tons N og P) af Odense Fjord og kvælstof og fosforkoncentration (mg/l) i det tilstrømmende vand til fjorden i de forskellige scenarier; modelåret er 1998, hvor vandtilstrømningen var 393 mill. m³. Belastningen i scenarierne er desuden relateret til belastningen i 1980'erne (Spildevandsscenarioet) som % afvigelse herfra.

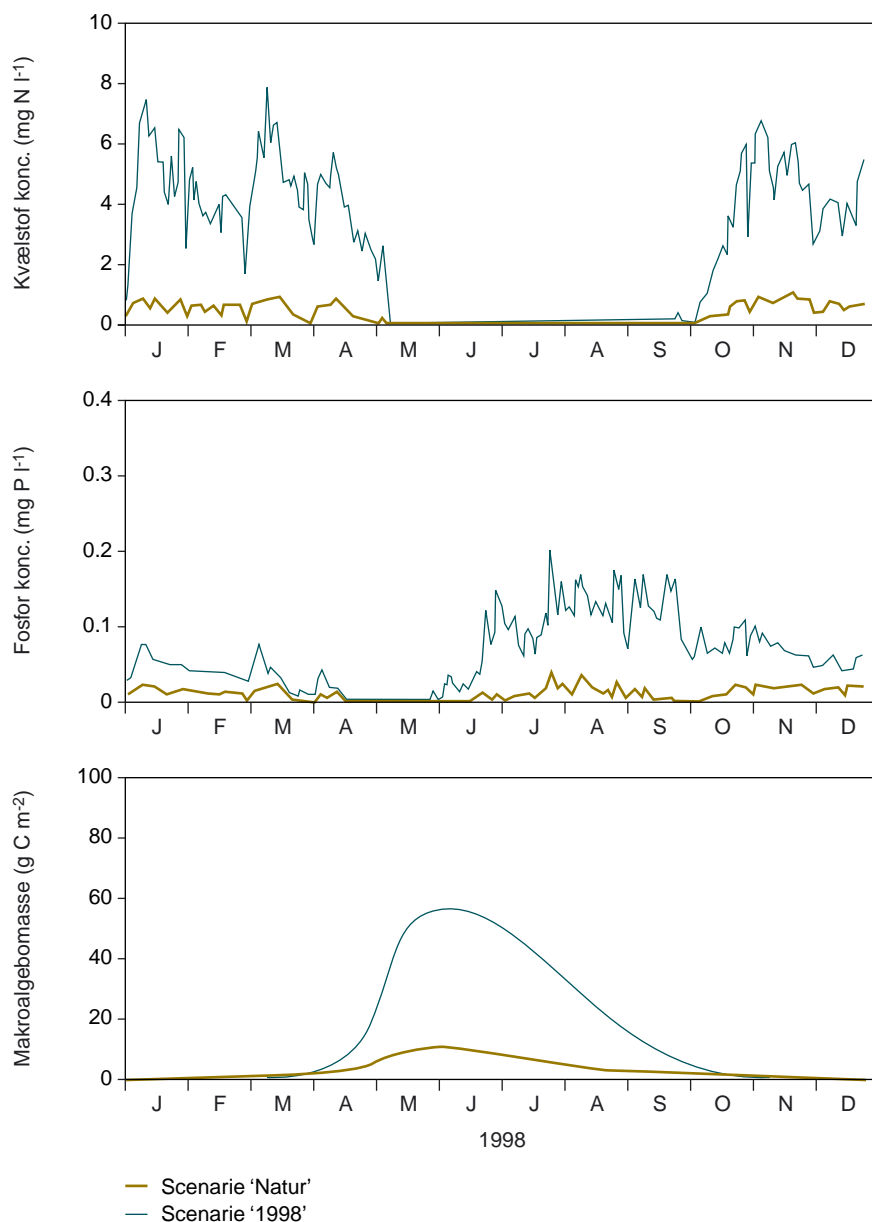
Kvælstof				Fosfor			
Scenarie	Tilførsel Tons N/år	Afvigelse %	mg N/l (tilført)	Scenarie	Tilførsel Tons P/år	Afvigelse %	mg P/l (tilført)
'Natur'	591	-84	1,5	'Natur'	19,7	-94	0,050
'VMP+'	1896	-49	4,8	'VMP+'	64	-79	0,163
'VMP'	1948	-48	5,0	'VMP'	70	-77	0,178
'1998'	3300	-11	8,4	'1998'	70	-77	0,178
'Max. Svin'	3720	0	9,5	'Max. Svin'	132	-57	0,336
'1980'erne'	3700	0	9,4	'1980'erne'	308	0	0,784

I 'Naturscenariet' er belastningsreduktionerne nogenlunde sammenlignelige med en såkaldt "år 1900" situation i *Conley (1999)*. Når belastningen af fjorden reduceres svarende til 'Naturscenariet', må det påregnes, at der vil ske et systemskifte med hensyn til de biologiske sammenhænge i fjorden. I scenariet er der til imødegåelse af dette foretaget en række modifikationer af drivdata og andre modelforhold. Udover at ændre den landbaserede belastning som anført, omfatter disse således (se også *Fyns Amt, 2001*):

- Intet Fynsværk, dvs. ingen kølevandspåvirkning.
- Atmosfærisk kvælstofdeposition reduceret fra 15 til 1 kg N/ha år. Reduktionen er delvis baseret på data i *Henriksen (2001)*.
- Koncentrationer uden for fjorden (N, P, alger) reduceret 67-75 %. Reduktionerne af N og P baseret på tilbageekstrapolering af resultater for 1960-89 fra Kieler Bugten (*Helsinki Commission, 1990*); algekoncentrationen (i modellen kulstofkoncentrationen) reduceret tilsvarende.
- Makroalgers og planteplanktons produktionspotentialer sænket 20 %. Modifikationen er foretaget, da planteplanktonet i en "naturtilstand" formentlig består af større, langsomtvoksende typer og da makroalgebestandene tilsvarende forventes at være præget af arter der ikke er så næringskrævende (har et mindre vækstpotentialer) som Søsalat; der er ingen reference hertil
- 60 % reduktion af bunddyrenes filtration. Dette tal oprinder fra en sammenhæng mellem kvælstofbelastning og muslingebiomasse for danske fjorde (*F. Møhlenberg, DHI; ikke publ.*). Sammenhængen viser en biomassetilbagegang på ca. 60% for et fald i N-belastning fra ca. 50 til 10 g N/m²år nogenlunde svarende til 'Naturscenariet' for Odense Fjord.
- Lysforhold (såkaldt baggrundsskygning) tilpasset svarende til ålegræssets maximale dybdegrænse ca. år 1900. Dybdegrænsen er baseret på optegnelser i Ostenfeld (1908) og er 2.5 m i Seden Strand og 6 m i yderfjord.

- Fosfor-puljer i sedimentet reduceret 60 %. Reduktionen er foretaget ud fra en formodning om en årlig nettotilbageholdelse af fosfor på 20%; der er ingen reference hertil.

Det skal pointeres, at de her beskrevne modifikationer er et "første bud" på udformningen af et 'Naturscenarie'. Resultaterne for 'Naturscenariet' er i det følgende sammenlignet med resultaterne for den aktuelle belastningssituation i 1998 ('1998'). Figur 6.10 viser årscyklus af koncentrationer af uorganisk kvælstof, uorganisk fosfor og makroalgebiomassen på station SS8 i Seden Strand i 'Naturscenariet' og '1998-scenariet'.



Figur 6.10 Scenarieberegninger af sæsonvariationen i uorganiske N (øverst) og P koncentrationer (midt) samt makroalgebiossamen (nederst) i 'Natur' (rød linie) og '1998' (stiplet linie) på station SS8 i Seden Strand.

Reduktionen af fjordkoncentrationen af uorganisk kvælstof (og total kvælstof) i 'Naturscenariet' er på årsbasis 70-80 % (op til 90 % i yderfjorden) i forhold til 1998-situationen. Dette er i samme størrelsesorden som den påtrykte belastningsreduktion i 'Naturscenariet' i forhold til

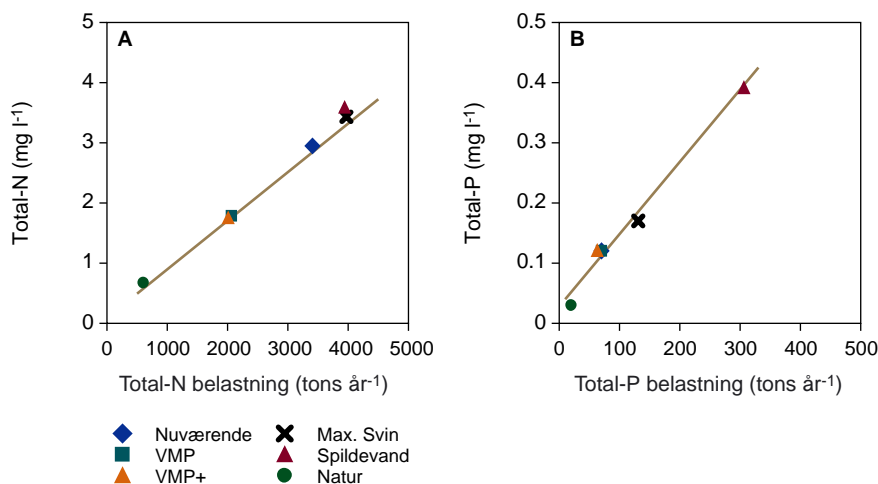
'1998' (82 %). Samme forhold gælder for fosfor; her skal en lignende reduktion i uorganisk fosfor (og total fosfor) i fjorden relateres til en belastningsreduktion på 71 %. I scenariet forsvinder de énårige makroalger næsten fuldstændigt. I middel reduceres mængden 85-90 % i både Seden Strand og yderfjord. I middel er makrofytmængden i yderfjorden praktisk talt 0.

På figur 6.11 og 6.12 er vist resultaterne af scenarieberegningerne for sammenhængen mellem henholdsvis kvælstof- og fosforbelastningen af fjorden og N- og P-koncentrationerne hhv. mængden af makroalger i Seden Strand.

Det fremgår, at mængden af makroalger udtrykt som biomassen i inderfjorden pr. 1. juli, er stigende med stigende kvælstof- og fosforbelastning af fjorden.

Resultaterne fra 'Natursceneriet' kan hvad angår makroalgemængden opfattes som indikator for referencetilstanden for den indre fjord. Koncentrationerne af kvælstof og fosfor i fjorden kan betragtes som en "vigtig" mellemregning i denne forbindelse, men er i øvrigt lineært relateret til belastningen, som det fremgår af figur 6.11.

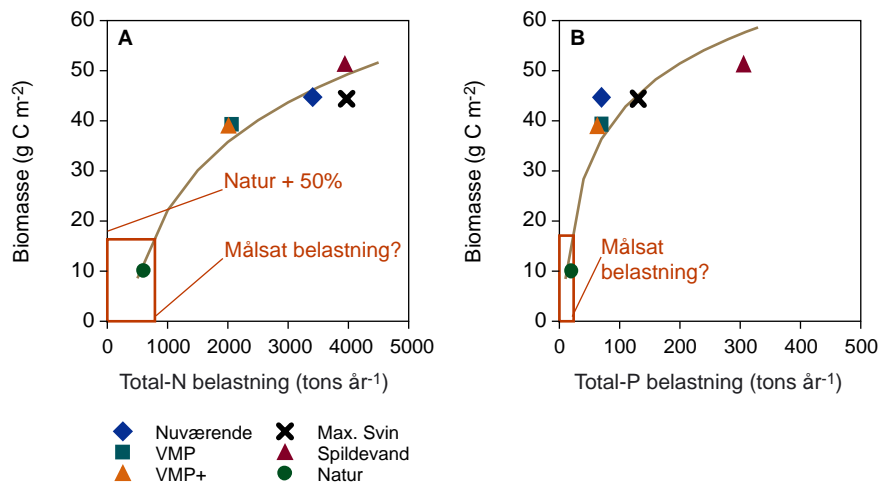
Dvs. med den N- og P-belastning, der gælder for 'Natursceneriet', og med det klima m.v. der var i 1998, opnås referencetilstanden mht. makrofytmængden (jvf. Vandrammedirektivet). Referencetilstanden kan beskrives som en middel biomasse for Seden Strand (10 km²) ved sæsonmaximum i midtsommeren på 10 gC/m², og opnåedes således med 1998-klimaet ved en landbaseret belastning på 591 tons kvælstof og 20 tons fosfor.



Figur 6.11 Årlig middelkoncentrationer af total kvælstof (A) og fosfor (B) på SS8 i Seden Strand som funktion af N- hhv. P-belastningen til fjorden i scenarieberegningerne. Sammenhængen kan beskrives ved en ret linie.

Som nævnt i kap. 6.3, kan en 'god' tilstand i Vandrammedirektivsammenhæng eventuelt beskrives ved et restriktivt krav på en 15 % afvigelse fra 'Naturtilstanden', eller et mere lempet krav på 25 % afvigelse. Dette ville svare til maximale middel-biomasser af énårige

makroalger i Seden Strand på 11.5 hhv. 12.5 gC/m². På figur 6.12. er markeret en afvigelse på hele 50 % fra referencetilstanden, svarende til en makroalgebiomasse på 15 gC/m². Dette svarer ifølge beregningerne, forudsat 1998-klima, til en årlig belastning af fjorden med ca. 800 tons kvælstof og 30 tons fosfor.



Figur 6.12 Makroalgebiomasse i Seden Strand ved sæsonmaximum (1. juli) som funktion af kvælstof- (A) og fosforbelastningen (B) til fjorden i scenarieberegningerne. Sammenhængen kan beskrives ved en logaritmisk funktion.

De gennemførte scenarieberegninger og vurderinger af nødvendig belastningsreduktion for opnåelse af Vandrammedirektivets målsætning om 'god tilstand' skal betragtes som meget foreløbige. Det er således ikke vurderet hvordan situationen vil se ud i et år med et andet nedbørsmønster og vandskifte end 1998. Det er heller ikke vurderet hvorledes kvælstof- og fosforbelastningen indvirker indbyrdes, forstået på den måde, at det ikke er vurderet hvorvidt målsætningen vil kunne opnås ved blot at reducere belastningen med kvælstof og bibeholde den nuværende fosforbelastning. Tilsvarende er det omvendte ikke undersøgt.

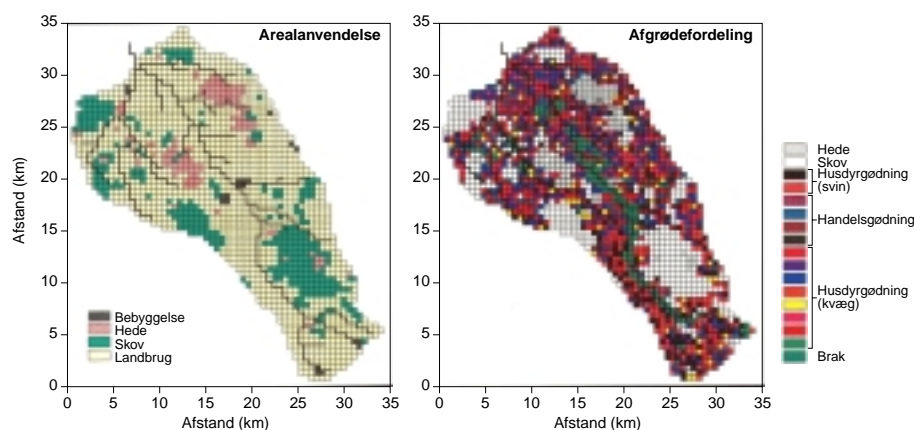
7 Karup Å: Transport af kvælstof fra rodzonen via grundvand til vandløb (dynamisk model)

7.1 Oplandets karakteristika

Karup Å's opland er et velbeskrevet hedesletteområde. Det blev i 1960'erne udvalgt som repræsentativt opland under den Internationale Hydrologiske Dekade og en betydelig datamængde er derfor indsamlet under dekadeprioden og i forbindelse med efterfølgende undersøgelser (*Miljøstyrelsen, 1983* og *Henriksen, 1987*). Oplandet ligger i Midtjylland mellem Viborg og Herning. Det topografiske opland og grundvandsoplandet er henholdsvis 522 og 440 km². De højest beliggende områder (ca. 90 m over havniveau) findes i oplandets sydøstlige del. Terrænet aftager gradvist mod nordvest til ca. 10 m over havniveau ved Hagebro. Foruden Karup Å, afdrænes oplandet af ca. 20 mindre vandløb, alle med tilløb til Karup Å. De største er Haderup Å i den vestlige del, og Haller Å, Åresvad Å og Sej Bæk i den østlige del.

Oplandet ligger i et hedesletteområde hvor de kvartære aflejringer fortrinsvis er smeltevandsaflejringer. Omkring åerne og i særlig grad Karup Å, er der markante ådale med postglaciale aflejringer. Grundvandet er fortrinsvis frit i oplandet. Kun i de ånære områder samt i den sydøstlige del af oplandet kan der forekomme artesiske forhold. Grundvandsspejlet ligger i varierende dybde under terræn. De største dybder forekommer i den østlige del med en umættet zone på op til 20 m. I Haderup Å-systemet og omkring vandløbene ligger grundvandsspejlet ofte mindre end en meter under terræn. Jordene er grovsandede. Iltningsfrontens overflade varierer over oplandet mellem ca. 1 og > 20 m's dybde.

Områdets arealfordeling er vist i figur 7.1. Opdelingen i landbrugsarealer, skov/plantager og byområder er udført på grundlag af målebordsblade i 1:50.000.



Figur 7.1 Arealanvendelse i Karup Å's opland, opdelt i bymæssig bebyggelse, hede, skov og landbrugsområder. På landbrugsområdet er en række forskellige afgrødefølger fordelt.

Beskrivelsen af landbrugsarealerne er sket på grundlag af data fra landbrugsstatistik (1968-88) for Ringkøbing amt og Karup kommune og dels på grundlag af informationer fra landbrugskonsulenterne i Herning og Hedeboernes landboforeninger. Informationen vedrørende gødningstildelinger samt udbringnings- og jordbehandlingspraksis er mere usikker end bestemmelsen af arealanvendelsen. I Karup Å-oplandet er husdyrgødningsmængden beregnet ud fra statistiske data for husdyrhold fra Ringkøbing amt og Karup kommune for de enkelte år, og gødningen er fordelt på et areal, der svarer til de statistiske oplysninger om besætningsformer og arealfordeling. For kvæg stemmer oplysninger for Ringkøbing amt, Karup kommune og data fra Rabis bæk (Hansen, 1985, 1990b) overens, mens opgørelser for svin udviser stor variation. I Rabis-bæk-området var tætheden under 1 dyreenhed/ha mens den for Karup kommune var over 2 og for Ringkøbing amt over 3 dyreenheder/ha. Et tæthed svarende til hvad der findes i Karup kommune er valgt for hele oplandet for de bedrifter, der har svin. I alt er 60 % af landbrugsarealet tildelt kvægbrug, 10 % til svinebrug indtil 1979 og herefter 15 %, og resten (30, henholdsvis 25 %) er tildelt planteavlbrug.

Tabel 7.1 Sædskifter defineret for Karup Å-oplandet. Vi Hv: Vinterhvede, Vår R: Vårrops, BmU: Byg med udlæg, BmE: Byg med efterafgrøde, K: Kartofler

År	1	2	3	4	5	6	7	8	15	11	12	13	10	9	14
1988		Vi Hv	Roer	BmU	Græs	BmE	BmU	Græs	BmE	Byg	Ært	K	Vår R	Ært	K
1987		Ært	Græs	Roer	BmU	BmE	Byg	BmU	Græs	Vår R	K	Ært	Vi Hv	K	Byg
1986		Vi Hv	Græs	BmE	Roer	Byg	Græs	BmE	BmU	K	Byg	Vår R	Ært	Vi Hv	Byg
1985	V	Vår R	BmU	Græs	BmE	Roer	BmU	Græs	BmE	Vi Hv	Byg	Ært	K	Ært	Byg
1984	e	Byg	Roer	BmU	Græs	Græs	BmE	Græs	BmE	Byg	Ært	Byg	Vi Hv	Vår R	K
1983	d	Vi Hv	Græs	Roer	BmU	Græs	Byg	BmU	Græs	Byg	Byg	Vår R	Byg	K	Byg
1982	v	V	Græs	Græs	Roer	BmU	Græs	BmE	BmU	Byg	K	K	Byg	Byg	Byg
1981	a	e	BmU	Græs	Græs	Roer	BmU	Græs	BmE	K	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
1980	r	d	Roer	BmU	Græs	Græs	BmE	BmU	Græs	Byg	Byg	Byg	K	Byg	Byg
1979	e	v	Græs	Roer	BmU	Græs	Græs	Byg	BmU	Byg	Byg	Byg	Byg	K	K
1978	n	a	Græs	Græs	Roer	BmU	BmU	Græs	Byg	Byg	K	Byg	Byg	Vi Hv	Byg
1977	d	r	BmU	Græs	Græs	Roer	Græs	BmU	Byg	Byg	Vi Hv	K	Byg	Byg	Byg
1976	e	e	Roer	BmU	Græs	Græs	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	K
1975		n	Græs	Roer	BmU	Græs	BmU	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg
1974	g	d	Græs	Græs	Roer	BmU	Græs	BmU	Byg	Byg	K	Byg	Byg	Byg	Byg
1973	r	e	BmU	Græs	Græs	Roer	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg	Byg	Byg
1972	æ		Roer	BmU	Græs	Græs	BmU	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	K
1971	s	g	Byg	Roer	BmU	BmU	Byg	Græs	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	K	Byg
1970		r	Roer	Byg	Roer	Byg	Græs	BmU	Græs	Byg	K	Byg	Byg	Byg	Byg
1969		æ	Byg	Roer	Byg	Roer	Græs	Byg	Græs	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
1968		s	Roer	Byg	Roer	Græs	Græs	Græs	BmU	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg	Byg
%	5	5	5	5	5	5	10	10	10	10	5	5	10	5	5
Type	Kvæg									Planteavl			Svin		

Formen af husdyrgødning var i perioden indtil 78-79 staldgødning og ajle, mens det efter denne periode fortrinsvis er gylle. Tildelingen af handelsgødning for de enkelte afgrøder er foregået på basis af Dansk Landbrugs Grovvarereselskab's opgørelse over gennemsnitligt gødningsforbrug pr ha pr år for amter i Danmark, samt på basis af landbrugskonsulenternes oplysninger om størrelsen af tildelinger til forskellige afgrøder og udviklingen i disse. I en vis udstrækning er kvælstofprognoserne fra Landskontoret for Planteavl benyttet som grundlag for fastsættelse af kvælstoftildeling til byg. De præcise gødningsmængder anvendt i simuleringen findes i Storm *et al.* (1990).

De opstillede sædskifter, vist i tabel 7.1 overholder de i statistikken opgivne afgrødefordelinger indenfor 5 %, og sådan at roer og græs fortrinsvis findes hos kvægavlere, mens kartofler, byg og specialafgrøder findes fortrinsvis hos svine- og planteavlere. Desuden er al-

mindelige regler for, hvor tit afgrøder som kartofler og roer forefindes i en mark, søgt overholdt.

Den specifikke belastningssituation i grundvandet og åen kendes fra boringer i området eller målinger i åen. I tracéboringer udført under NPO-projektet fandtes nitratkoncentrationer under landbrugsområder mellem 40 og 150 mg/l (udført før 1990, *Kristiansen et al., 1990*; svarer til 9-34 mg NO₃⁻-N/l). Målinger i det øvre grundvand fra 1990 til 1993 viser at dette interval er almindeligt i hele denne periode, men at frekvensfordelingen af koncentrationer varierer noget over tid (*Thorsen et al., 2001*). Koncentrationen i åen omkring 1990 var i gennemsnit 9 mg nitrat/l.

7.2 Modelleringskoncept

Projektets formål var at udvikle en hydrologisk model til beregning af vand- og kvælstoftransport samt kvælstofomsætning på regional skala, at opstille og anvende modellen på to afstrømningsområder (hvoraf den ene er Karup Å i Midtjylland) og at søge at belyse den overordnede sammenhæng mellem tilførsel af kvælstof på jordoverfladen og koncentrationer af nitrat i grundvandet og i tilløbet til åsystemet, samt at vurdere konsekvenserne af forskellige virkemidler.

Modelsystemerne DAISY og MIKE SHE blev anvendt. Modelopstillingerne beskriver udvaskningen fra rodzonen, transport og reduktion af nitrat i grundvand. I løbet af NPO-projektet blev det klarlagt at en stor del af nitraten i Karup Å's opland forsvinder når det flyttes gennem ånære vådområder eller å-bunden. Dette er ikke inkluderet i modellen, men størrelsesordenen er vurderet i forhold til simuleringresultater og målinger.

7.3 Diskussion af målsætning/referencetilstand for området

Den direkte recipient for rodzonedrivningen er grundvandet. Ved indvindinger til drikkevand kræves at nitratkoncentrationen er mindre end 50 mg/l. Denne mængde sættes ofte som den maksimalt acceptable nedrivning fra landbrugsarealer. En uforstyrret referencetilstand ville imidlertid være meget lavere. Målinger i Winklers plantage i oplandet viste at nedvaskningen fra dette skovområde var mindre end de 5 kg/ha, der var antaget i modellen, og de målte koncentrationer var mindre end 5 mg/l.

I projektet blev der kun perifert arbejdet med koncentrationen af nitrat i åen. Som nævnt er gennemsnitsmålingerne 9 mg/l. Antages det, at den naturlige udrivning er i størrelsesordenen 5 mg nitrat/l, og at kun ca. 15 % af nedrivningen genfindes i åen, som studiet viser, er referencetilstanden i åen i størrelsesordenen 1 mg nitrat/l.

7.4 Scenarier samt diskussion af krav til at opnå målsætning/referencetilstand

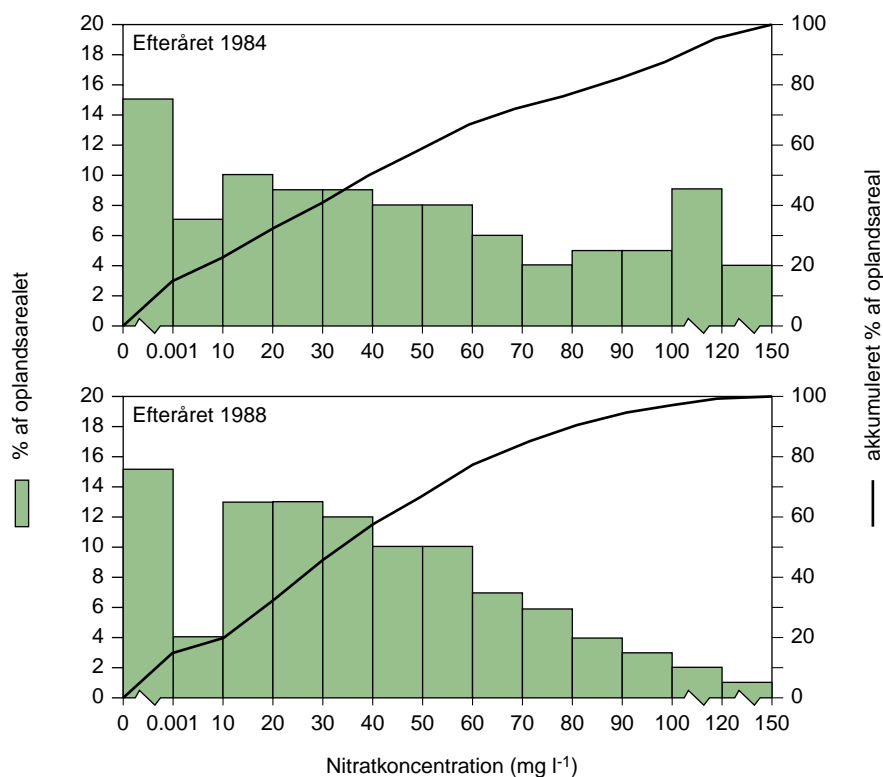
Studiets resultater falder i tre forskellige kategorier:

- Udvaskning fra rodzonen
- Koncentrationsprofil for det øvre grundvand
- Vurdering af hvilke områder, der bidrager med nitrat til åen
- Usikkerhedsvurdering?

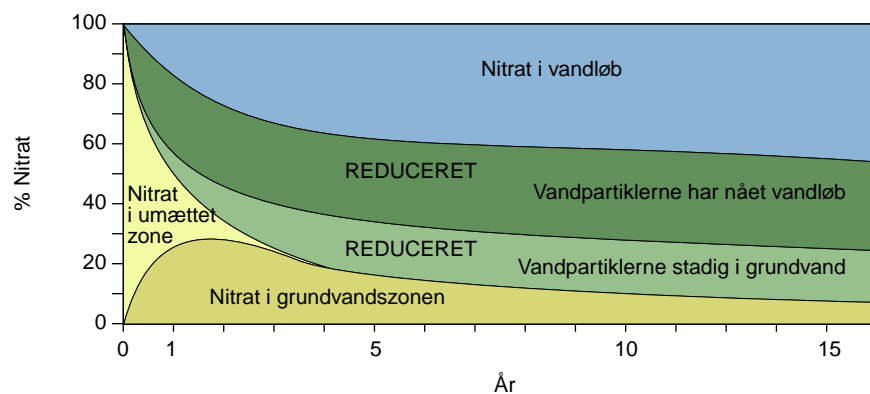
Udvaskningen fra rodzonen under forskellige naturgivne forhold og dyrkningsmetoder er et direkte resultat af beregningerne. Under NPo-projektet beregnedes nedsivningen i perioden 1968-88 og resultatet sammenlignedes med konsekvensanalyser af tre typer virkemidler. Disse var baseret på dyrkningsforholdene, nemlig kun forårsudbringning af husdyrgødning, indførelse af det maksimalt mulige antal grønne marker og omfordeling af staldgødning, så det tilføres til alle marker. Ingen af de foreslåede virkemidler reducerede dog i sig selv udvaskningen med mere end 10 kg, eller med ca. 16 %. Det skal stærkt understreges at gødningspraksis og øvrige forhold har ændret sig gennem 90'erne, og udvaskningen i området svarende til slutningen af Vandmiljøplan II ikke har været beregnet i denne undersøgelse. Denne type undersøgelser er relevante for vurdering af det nuværende koncentrationsniveau i det øvre grundvand. Betragtes grundvandet som recipient med en tilhørende målsætning, der kunne være drikkevandskriteriet på 50 mg/l, så skal udvaskningen fra rodzonen også ned i dette niveau. Der er ingen tabsled mellem rodzonen og det øverste oxiderede grundvand i denne type geologi ud over fortynding med vand fra naturområder. Belastningen forventes kun at kunne nedbringes ved at reducere forskellen på, hvad der tilføres og fjernes fra marken, f.eks. gennem en optimering af gødningsudnyttelsen og en maksimal fraførsel af nitrat med afgrøder, eventuelt fangafgrøder i vinterperioden, nedsættelse af de tilførte mængder af husdyrgødning eller ved omlægning af arealanvendelsen.

Frekvensdiagrammer (figur 7.2) viser den beregnede fordeling af nitrat i grundvandet. Dette er en praktisk måde at sammenholde simuleringresultater på, idet kurven sammenfatter information over hele arealet. Figuren viser, at koncentrationerne i det øvre grundvand lokalt udviser store forskelle, og at det er relevant at overveje om et målsætningskriterie både bør indeholde en koncentrationsangivelse og en udbredelse. En impuls-responsfunktion er vist i figur 7.3. Figuren viser hvordan en vis mængde kvælstof anbragt ligeligt under rodzonen i hele landbrugsområdet vil fordele sig som funktion af tiden. Stoffet starter i den umættede zone, men en del af det finder hurtigt vej til vandløbet. Efter 15 år er ca. 46 % af nitraten reduceret. Heraf ville ca. 26 % være tilført vandløbene og 20 % være til stede i grundvandsmagasinerne såfremt der ikke var foregået nitratreduktion. Størstedelen af nitraten, der løber til vandløbet, er nået frem inden for de første fem år. På trods af, at der er god overensstemmelse mellem de målte og simulerede koncentrationer i grundvandet, er de simulerede koncentrationer i åen ca. tre gange for høje. Andre studier (*Brüsch og Nilsson, 1990, Christensen og Sørensen, 1988*) viste reduktioner på henholdsvis 50-75 % i ånære områder og noget lignende for

det grundvand, der strømmer gennem vandløbets bund i områder med sediment rigt på organisk materiale. Det svarer altså til, at ca. 2/3 af det nitrat, der er angivet i figuren at løbe til ånære områder forsvinder inden det når ind i vandløbet. Kun ca. 15 % af det nitrat, der løber ud af rodzonen genfindes altså her.



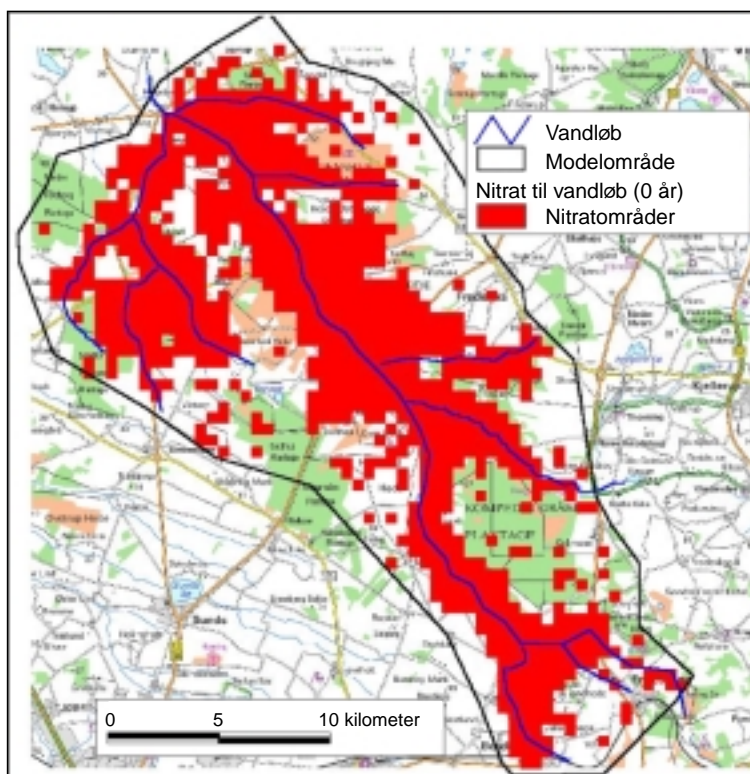
Figur 7.2 Fordeling af nitratkoncentrationer i det øvre grundvand som beregnet henholdsvis efteråret 1984 og 1988.



Figur 7.3 Impuls-respons-funktion for Karup Å's opland. NO_3^- i vandløb skal fortolkes som NO_3^- , der løber til vandløbet eller vandløbsnære arealer.

En partikelbaneanalyse kan vise hvor i oplandet den nitrat, der når frem til vandløbet kommer fra. Figur 7.4 er et eksempel på en beregning af sådanne områder i Karup Å's opland. Gødningstilførsler i de ikke farvede områder i oplandet vil ikke bidrage til nitraten i åen, idet nitraten vil blive fjernet i reducerende lag i grundvandet. De ånære områder er ikke medtaget som tabsled ved udpegning af de røde områder i figur 7.4. Der mangler således en endelig afklaring af, om

det røde område burde reduceres væsentligt, fordi alt nitrat fjernes fra afstrømning fra ca. 2/3 af disse områder, eller om hele det røde (grå) område bidrager til nitraten i åen, men kun med den tredjedel af stoffet, der ikke når at blive reduceret undervejs.



Figur 7.4 Analyse af hvilke arealer (røde), det bidrager med nitrat til de å-nære områder når grundvandsreduktionen tages i betragtning (Jessen, 2001).

7.5 Usikkerhedsvurderinger

I et EU forskningsprojekt UNCERSDSS, som blev gennemført 10 år efter NPO projektet, blev der foretaget vurderinger af usikkerheden på modelprædiktioner (Refsgaard et al., 1998) af nitratkoncentrationer i det udvaskede rodzonevand og i det øvre grundvand.

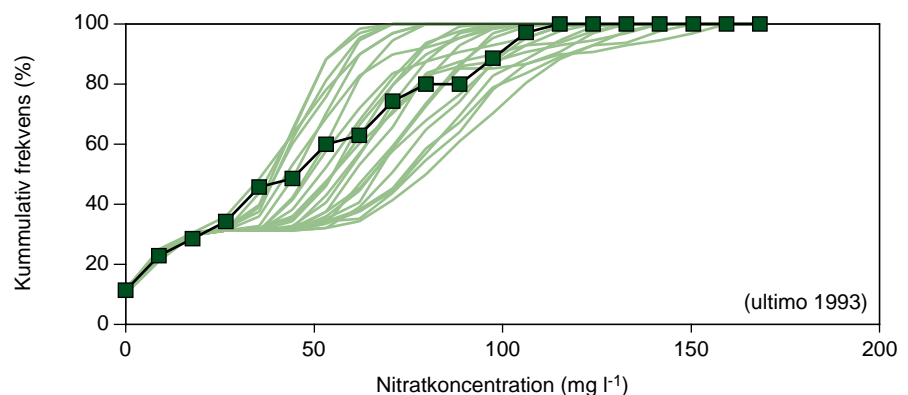
Usikkerhedsvurderingerne blev foretaget ved hjælp af Monte Carlo simuleringer, hvor 25 modelkørsler med forskellige kombinationer af usikre input parametre blev gennemført. Modelkonceptet var det samme som i NPO projektet, nemlig en kombination af DAISY og MIKE SHE, men selve modelopstillingen var noget simplere, idet der blev anvendt mindre detaljerede data, og der blev ikke foretaget egentlige modelkalibreringer. De parameterværdier, der indgik i usikkerhedsvurderingerne, er dem, der blev vurderet at være de dominerende usikkerhedskilder fra de forskellige komponenter af modelleringen, nemlig:

- Nedbør.
- Jordens tekstur, hvorfra retentionskurve og hydraulisk lednings-evnefunktioner blev estimeret.
- Jordens indhold af organisk kulstof.
- Gyllens sammensætning.

- Placering af reduktionsfronten i undergrunden.

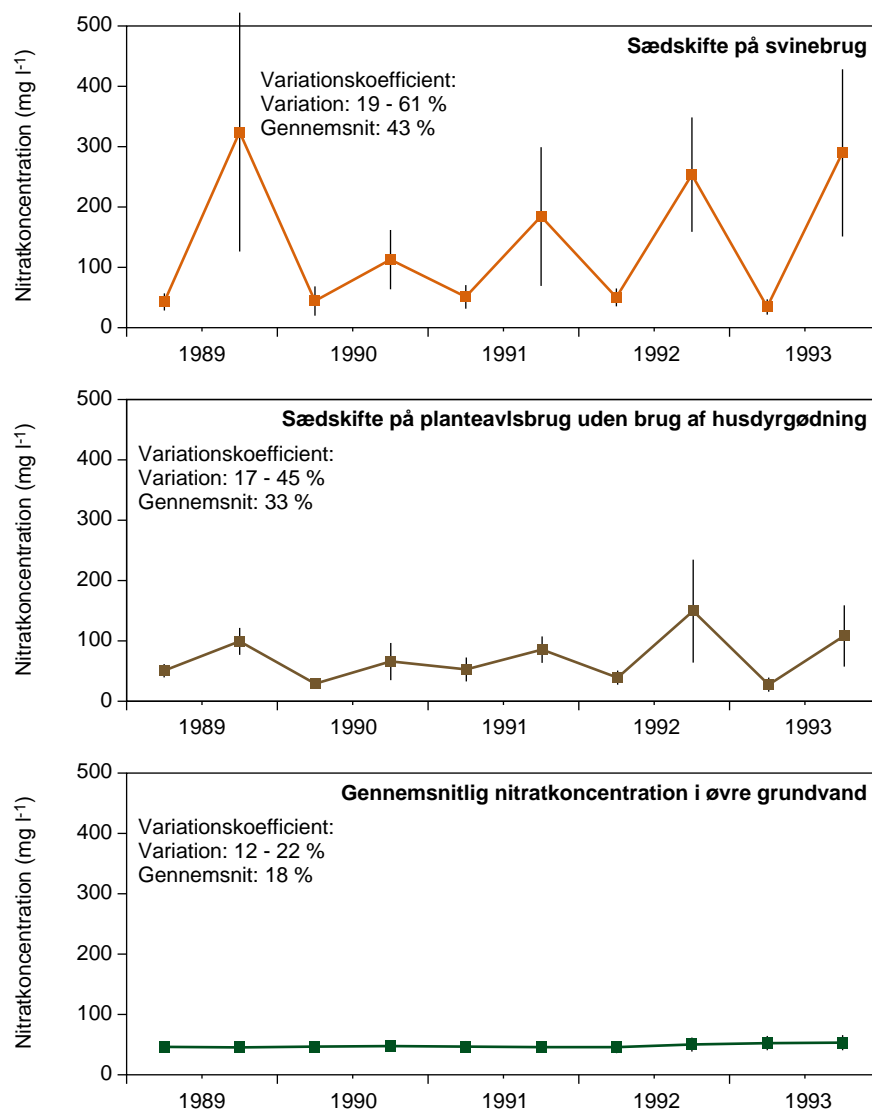
For hver af disse variable blev usikkerheden beskrevet ved en statistisk fordeling. Yderligere detaljer om metodik og detailresultater er beskrevet i *Refsgaard et al. (1999)*, *Hansen et al. (1999)* og *Thorsen et al. (2001)*.

Nogle af hovedresultaterne af usikkerhedsvurderingerne er vist på Figureerne 7.5-7.6. Figur 7.5 viser usikkerhederne på de simulerede grundvandskoncentrationer illustreret ved de 25 kørsler. Resultaterne er simulerede koncentrationer på et givet tidspunkt (slutningen af 1993), hvor der også foreligger observerede data. Fra figuren kan fx ses, at den andel af oplandet, hvor nitratkoncentrationen i grundvandet er lavere end 50 mg/l varierer mellem ca. 30 % og ca. 80 % over de 25 kørsler. Denne forskel er et mål på usikkerheden på modelberegningerne.



Figur 7.5 Usikkerhed på simulerede nitratkoncentrationer i det øverste grundvand i Karup oplandet. Koncentrationerne er angivet som fordelingskurver over hele oplandet. De lyse kurver viser simuleringer fra de 25 Monte Carlo realisationer, mens den tykt optrukne kurve viser målte værdier i slutningen af 1993.

I figur 7.6 er vist usikkerheden på gennemsnitskoncentrationer (som øjebliksbilleder) på forskellige skalaer. De to øverste figurer svarer til markskala for to forskellige sædskifter, mens den nederste figur svarer til oplandsskala. Det fremgår tydeligt, at usikkerheden er markant større på markskala end på oplandsskala. Det illustrerer det velkendte fænomen, at midling reducerer usikkerheden. En model, som generelt er i stand til at simulere nogle resultater på en stor skala (fx på landsplan) med en given, måske acceptabel, usikkerhed, vil således, når den anvendes på mindre skala (fx bedriftsniveau), give resultater med en signifikant højere, måske uacceptabelt stor, usikkerhed. Det samme fænomen, som her er illustreret med rumlige skalaer, gælder for tidsskalaer, dvs. midlig over tid reducerer usikkerheden på den midlede størrelse. Det er derfor ikke meningsfuldt, at beskrive en models usikkerhed uden samtidig eksplicit at referere til bestemte rumlige og tidslige skalaer.



Figur 7.6 Simulerede gennemsnitskoncentrationer af nitrat med ½ års mellemrum og den tilhørende estimerede usikkerhed, angivet ved middelværdi (■), standardafvigelse (|) og variationskoefficient (=standardafvigelse/middelværdi) blandt de 25 Monte Carlo simuleringer. Den øverste figur viser tal fra markskala med afgrøder og gødskning karakteristisk for svinebrug, den mellemste figur viser tal fra markskala med planteavl uden gylleudbringning, mens den nederste figur viser resultater fra oplandsskala med gennemsnitskoncentrationer i grundvandet.

8 Åbne indre farvande

I de åbne indre farvande, Kattegat og Bælthavet, er algevæksten hovedsageligt begrænset af kvælstof i vækstsæsonen. Dette er i modsætning til i fjordene, hvor fosfor typisk er det begrænsende næringsstof om foråret og forsommeren. Tilførslen af kvælstof har derfor en afgørende betydning for miljøtilstanden i de åbne indre danske farvande.

Kvælstof tilføres fra land via afstrømning, ved atmosfærisk nedfald og med havstrømme fra Østersøen og Skagerrak. Af de totale kvælstoftilførsler er det kun en mindre del, som tilføres i en form, som algerne kan optage. Desuden er det kun en del af kvælstoffet, som tilføres overfladelaget, hvor algerne har lys og dermed mulighed for at udnytte det. Opgørelsen af kvælstoftilførslen er derfor lavet for biologisk aktivt kvælstof, som påvirker algernes vækst.

Tilførslen af biologisk aktivt kvælstof til overfladelaget er fordelt på en række kilder. Tilførslerne direkte fra dansk land via afstrømning er den største enkelt kilde, men den udgør imidlertid kun omkring en fjerdedel af den totale tilførsel. Resten er direkte tilførsler fra Tyskland og Sverige, som grænser op til området, eller tilførsler længere væk fra (*Ærtebjerg et al. 2002*).

Tabel 8.1 Tilførsel af biologisk aktivt kvælstof til de åbne indre danske farvande fordelt på kilder (gennemsnit 1989-96) (*Ærtebjerg et al. 2002*).

Kilde	Procent af samlet tilførsel
Danmark, afstrømning	27
Danmark, atmosfære	5
Danmark i alt	32
Sverige, afstrømning	10
Sverige, atmosfære	1
Sverige i alt	11
Tyskland, afstrømning	5
Tyskland, atmosfære	6
Tyskland i alt	11
Atmosfæren, andre lande	13
Østersøen	14
Skagerrak	19
I alt	100

Hovedparten af det kvælstof, som tilføres fra Danmark via afstrømning, tilføres til fjordene og passerer derefter ud i de åbne indre farvande. Virkemidler som begrænser kvælstoftilførslerne til fjordene, vil derfor også have en effekt i de indre farvande. Hvis man antager, at kvælstoftilførslerne til fjordene reduceres med 50 % i forhold til perioden 1989-96, og at tilførslerne til de åbne indre danske farvande dermed reduceres tilsvarende, hvilket er en relativt grov antagelse,

vil den danske tilførsel til de åbne indre farvande reduceres med omkring 14 %. Denne beregning viser, at kvælstoftilførslen til de åbne indre farvandet er et internationalt problem, som ikke kan løses ved danske tiltag alene.

8.1 Empirisk modellering anvendt på åbne indre farvande

I lighed med eksemplet for Mariager Fjord, har man forsøgt at anvende empirisk modellering på de åbne indre farvande ved at undersøge sammenhængen mellem lokale tilførsler af kvælstof og fosfor og algevækst. Algevækst, eller primærproduktion, er valgt fordi det er den grundlæggende proces som påvirkes ved stigende tilførsler af næringsstoffer. Øvrige effekter, fx i form af mere uklart vand, uønskede algeforekomster eller iltsvind, er afledte effekter af en høj algevækst. Lokale næringsstoftilførsler er her beregnet som tilførsler fra land direkte til området fra Danmark, Sverige og Tyskland samt atmosfærisk deposition.

Analysen er udført på data fra 14 stationer i området mellem Læsø i nord og tærsklerne ved Drogden og Dars i syd under det landsdækkende overvågningsprogram, NOVA i perioden 1989 til 2001. Der er anvendt samme type model som beskrevet i afsnit 3.4, dvs. en lineær model hvor vindpåvirkning, temperatur og indstråling samt tilførsler af kvælstof og fosfor indgår som forklaringsvariable.

Analysen viser, at der er en signifikant sammenhæng mellem algevæksten og tilførslen af kvælstof, vindpåvirkning og temperatur:

$$I_{\text{algevækst}} = -136 + 1,24 \cdot I_N - 4,7 \cdot I_{\text{vind}} + 5,6 \cdot I_{\text{temperatur}}, \quad (\text{ligning 8.1})$$

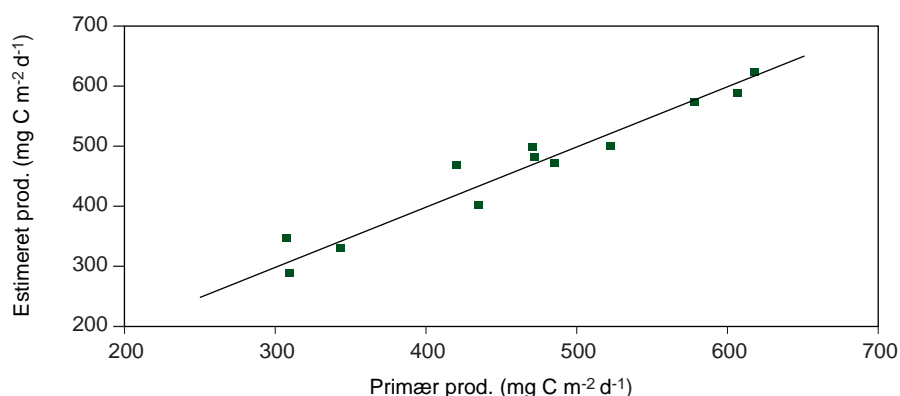
hvor I er indeks beregnet som beskrevet i afsnit 3.4. I_N er indeks for kvælstoftilførsler og er beregnet over måneder februar til november. I_{vind} er et indeks for vindpåvirkning over månederne januar til marts og september til december og $I_{\text{temperatur}}$ et indeks for lufttemperaturen over månederne februar til november (figur 8.1). Enheden på koefficienterne er % ændring i algevæksten/% ændring i indeks. Dvs. at modellen fx forudsiger at algevæksten ændres 1,24 % per procent ændring i kvælstoftilførslen.

Fosfortilførsler og lysindstråling har ikke en signifikant indflydelse, hvorfor de ikke indgår i modellen. Tilførsler af næringsstoffer fra tilstødende havområder indgår heller ikke i modellen, da der ikke findes data for disse tilførslers variation over årene.

Lige som i eksemplet fra Mariager Fjord, er modellen optimeret ved at vælge de perioder for beregning af indeks, som giver de højeste r^2 -værdier. Den højeste r^2 er 0,94 og opnås ved at beregne I_N for perioden februar til december. Den direkte statistiske usikkerhed på koefficienten er $\pm 0,12$ eller ± 10 %, og man har også her en række forskellige modeller som giver næsten samme r^2 -værdi.

Modellen kan forklare 94 % af variationen i algevæksten fra år til år for den periode, som modellen er kalibreret på, mens usikkerheden ved anvendelse af modellen til forudsigelse ikke kendes. Når modellen kan forklare så stor en del af år til år variationen i kalibreringsperioden tyder det enten på, at tilførsler fra tilstødende havområder kun har en marginal effekt, eller at tilførslen fra tilstødende havområder varierer på samme måde som de lokale tilførsler. Det sidste er p.t. ikke undersøgt men vil indgå i en fremtidig analyse.

Empirisk modellering er anvendt på relativt åbne marine systemer, og ikke er begrænset til fjorde som fx Mariager Fjord. Som andre empiriske modeller kan modellen ikke anvendes til forudsigelse af andre påvirkningsfaktorer end dem, der indgår i datagrundlaget for modellen.



Figur 8.1 Sammenhængen mellem den målte algevækst og modellens forudsigelse. Hvert punkt repræsenterer middelværdien for algevæksten i området i et år.

8.2 Farvandsmodellen, Vandudsigten³

Procesbaserede modeller har været anvendt siden 1984 til beregning af sammenhæng mellem tilførsel af næringsstoffer og iltvind i marine områder. Udviklingen er gået fra simple boksmodeller over to-lagsmodeller til tre-dimensionale modeller (3D modeller) (Dahl-Madsen, 1972, Chapra, 1997, Thomann, 1972).

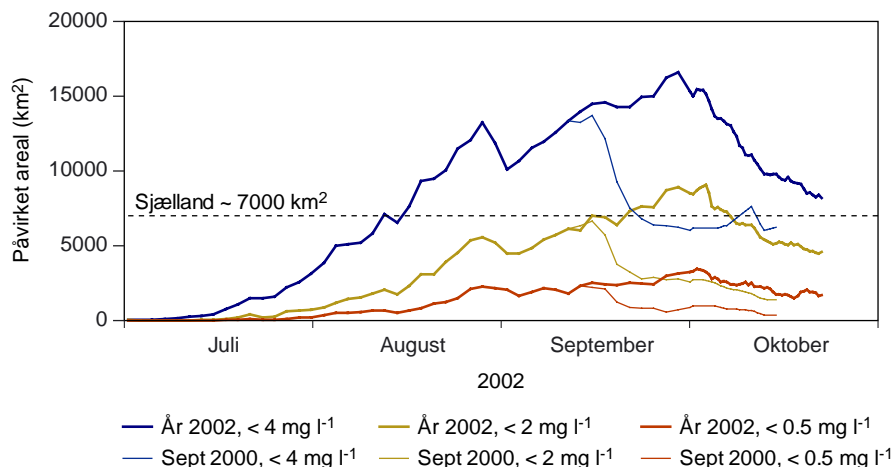
I juni 2001 blev en prognosemodel for iltindholdet i de danske farvande opstillet. Denne model er en 3D hydrodynamisk model overlejret med beskrivelser af algevækst og iltvind. Modellen er i princippet opbygget som de procesbaserede modeller, der er beskrevet i kapitel 3.4. Den omfatter 100.000 kontrolkasser med en netstørrelse på 1 gange 1 sømil i horisontal retning og 2 meter i vertikal retning. Modellen regner på algebiomasse, kvælstof- og fosforkoncentrationer, samt opløst ilt. Beregningerne foretages én gang i timen.

Modellen har anvendt det nationale overvågningsprogram data fra 2000 og 2001 som grundlag for opstilling og kalibrering. Når model-

³ www.vandudsigten.dk

len anvendes til prognoser anvendes meteorologiske drivdata, og resultaterne fra overvågningsprogrammets iltmålinger etc. bruges til at rette modellen ind, hvis modeludsagnet ikke svarer målinger i nogle områder.

Med de begrænsninger og usikkerheder, der er beskrevet i afsnit om procesbaserede marine modeller, er modellen anvendt til at foretage beregninger af det areal i de indre danske farvande, der påvirkes af iltsvind under forskellige omstændigheder. Et eksempel på vejrets indflydelse på iltsvindet i 2002 er beregnet ved hjælp af modellen (figur 8.2)



Figur 8.2 Arealer påvirket af iltsvind med henholdsvis 0,5, 2 og 4 mg ilt pr. liter beregnet under to vejsituationer.

Figur 8.2 viser det areal i området Skagen til Darss, der i 2002 er beregnet til at være påvirket af iltsvind under henholdsvis 4, 2 og 0,5 mg/l. Til illustration af vejrets betydning er "modelvejret" i perioden fra september og fremefter erstattet med år 2000 vejr. Udstrækningen af arealer med iltsvind mindskes hurtigt, hvis vejrforholdene ændres, idet arealer med iltsvind mere end halveres efter en kort periode med ændrede vejrforhold (figur 8.2).

På tilsvarende vis vil modellen kunne bruges til at illustrere virkninger af andre drivkræfter, fx ændringer i den nationale og internationale belastning og af ændringer i klimaet. Modellen er som nævnt kun opstillet med foreløbig data fra to år og har nogle mangler i procesbeskrivelsen, som gør, at beregningerne på det foreliggende grundlag er forholdsvis usikre.

8.3 Sammenligning af empiriske og procesbaserede modeller

Både empiriske og procesbaserede modeller for åbne danske farvande kan anvendes til analyse af sammenhænge mellem næringsstofftilførsel og påvirkningen af de marine systemer i form af algevækst eller -mængde, samt iltsvind. Sikkerheden ved anvendelse af modellerne kan øges, hvis der foretages en validering af modeller på uafhængige data. Derudover er der behov for at kunne beregne usikkerheden på modellerne. De empiriske og procesbaserede modeller

giver to forskellige angrebsvinkler, som på sigt kan komplementere hinanden.

9 Diskussion af metoder og virkemidler

På nuværende tidspunkt findes kun få eksempler på kvantificering af sammenhængen mellem miljøtilstand i vandområder og effekter af virkemidler i oplandet således, at scenarier for fremtidig miljøtilstand i vandområde kan vurderes i sammenhæng med scenarier for udledning fra oplandet.

De beskrevne eksempler, som omfatter de nationale overvågnings søer, Mariager Fjord, Odense Fjord, Karup å og indre danske farvande er valgt fordi, det på nuværende tidspunkt er de danske eksempler på kvantitative analyser, hvor der er størst datagrundlag. Samtidig dækker eksemplerne et bredt spektrum af både forskellige typer vandområder og oplande selv om ingen af de enkelte oplande eller vandområder kan betragtes som generelt repræsentative for eksempelvis fjorde eller oplande i Danmark. Dertil er forskellene mellem vandområdernes sårbarhed over for fosfor og/eller kvælstof for store. Tilsvarende er oplandene meget forskellige med hensyn til transportveje af fosfor og kvælstof, hvilket har afgørende betydning for den mængde næringsstoffer, som når frem til vandområderne. Med andre ord kan man ikke umiddelbart ekstrapolere fra et af de beskrevne vandområder eller oplande til andre vandområder. Ligeledes er det ikke muligt at opskalere kvantitative effekter beregnet i eksempelområderne til nationalt plan.

9.1 Kort gennemgang af eksemplerne

9.1.1 Overvågnings søer

Scenarieberegninger fra de nationale overvågnings søer viser generelt, at de største forbedringer i miljøkvaliteten kan opnås ved at mindske fosforudledningen fra diffuse kilder, mens den relative betydning af punktkilder er langt mindre i dag, fordi spildevandsrensningen er forbedret meget markant gennem de sidste 10-20 år. Opfyldelse af målsætningerne vil for mange søers vedkommende forudsætte at tilførslen af fosfor fra diffuse kilder mindskes. På nuværende tidspunkt er scenarier for sammenhæng mellem målsætning og fosforudledning ikke analyseret detaljeret for de enkelte søer, hvilket er en forudsætning for at kunne vurdere hvordan den fastsatte målsætning for en konkret sø kan opnås. Opfyldelse af søernes miljøtilstand kan forsinkes årtier efter at fosfortilførslen til søen er mindsket, fordi tidligere tilført fosfor er ophobet i søbunden, hvorfra den efterhånden frigives.

9.1.2 Mariager Fjord

Mariager Fjord er det eneste område, hvor der foreligger en samlet analyse af nogle virkemidlers effekt på udvaskningen af kvælstof fra oplandet og miljøtilstanden i fjorden. Den politisk vedtagne målsætning kan ifølge empiriske modelberegninger opnås ved at reducere både fosfor og kvælstof, da de to næringsstoffer er begrænsende for planktonmængden i fjorden i henholdsvis forårs- og sommerperioden. Målsætningen vil kunne opfyldes ved forskellige kombinationer af fosfor- og kvælstoftilførsel – en mindre reduktion i tilførslen af det ene næringsstof kan kompenseres af en større reduktion i det andet.

Analyser viser, at effekten af indgreb i oplandet er 20-30 år forsinket, på grund af at en stor del af vandet transporteres med grundvandet, inden det via vandløbene når Mariager Fjord. Under forudsætning af fuld opfyldelse af VMP II kan det derfor om ca. 20- 30 år forventes at effekten vil kunne observeres som en reduktion i kvælstoftilførslen fra det åbne land til fjorden på omkring 43 % .

Hvis udvaskningen af kvælstof reduceres med de 43 %, skal den nuværende fosfortilførsel reduceres med i størrelsesordenen 30 % for at målsætningerne opfyldes. Det forventes ikke at tilførslen fra spildevand kan reduceres meget mere, idet udledningen allerede er faldet med ca. 80 % siden midten af 1980'erne. Da fosforbidraget fra landbrugsarealerne udgør ca. 1/3 af den samlede fosfortilførsel til fjorden vil det derfor være nødvendigt også at mindske tilførslen fra landbrugsarealerne væsentligt.

En alternativ kombination er at reducere kvælstoftilførslen fra det åbne land med 55 % og fosfortilførslen med 10 % i forhold til tilførslen i dag. I forhold til VMP II vil der således mangle en reduktion på yderligere ca. 12 % af kvælstoftilførslen fra det åbne land. Til gengæld kan kravene til reduktion af fosforbelastningen være lempelige.

I oplandet til fjorden er effekten af en række virkemidler vurderet i forhold til reduktionen af kvælstoftilførslen. Nogle af de analyserede virkemidler er allerede inddraget i VMP II.

Beregningerne viser, at effekten af at etablere vådområder og udnytte eksisterende muligheder for miljøvenlige Jordbrugsforanstaltninger (MVJ ordninger) vil have meget lille effekt på kvælstoftilførslen til fjorden (4-5 %). Beregningerne viser også, at opfyldelse af målsætningen ved en reduktion af kvælstoftilførslen med 55 % vil være vanskelig at opfylde uden at arealer tages ud af omdrift.

Modelberegninger viser desuden, at omkring 50 % af kvælstof udvasket fra rodzonen i gennemsnit forsvinder inden det når vandløbene. Der er dog stor forskel mellem forskellige del-oplande varierende fra 8 – 63 %. Det vil derfor have størst effekt at tage arealer ud af omdrift i deloplande hvor der ikke fjernes så meget kvælstof mellem rodzone og vandløb.

9.1.3 Odense Fjord

Odense Fjord er intensivt undersøgt, og der er opstillet en dynamisk model på baggrund af undersøgelserne, som er blevet anvendt til beregning af scenarier for fjordens tilstand afhængig af tilførslen af fosfor og kvælstof. Effekten af enkelte virkemidler på udledningen af kvælstof og fosfor fra landbrugsarealer foreligger ikke på nuværende tidspunkt. Modelberegningerne viser, at i gennemsnit 30 % af kvælstof udvasket fra rodzonen forsvinder inden det når vandløbene, men der er stor variation (15-63 %) mellem de enkelte deloplande.

Den årlige tilførsel af næringsstoffer til Odense Fjord varierer meget fra år til år som følge af variationer i nedbøren. De seneste 4 år har den årlige tilstrømning af kvælstof varieret mellem 2000 og 3400 ton med en gennemsnitlig tilstrømning på 2600 ton kvælstof. Tilsvarende har fosfortilførslen varieret mellem 52 og 91 ton fosfor per år med en gennemsnitlig tilstrømning på 71 ton per år. Heraf udgør landbrugsbidraget ca. 70 % af kvælstoftilførslen og ca. 43 % af fosfortilførslen. Den diffuse årlige kvælstofbelastning fra landbrugsarealerne er reduceret med 20-30 % siden 1980'erne, når man korrigerer for år til år variationer i vandafstrømning.

Modelberegninger fra Odense Fjord viser, at referencetilstanden (naturtilstanden) i fjorden svarer til en tilførsel af fosfor og kvælstof på henholdsvis ca. 590 t og 20 t pr år (ved klimaforhold som i 1998). Der er på nuværende tidspunkt ikke politisk vedtaget en kvantitativ målsætning for fjorden, som direkte kan omsættes til maksimal tilførsel af næringsstoffer fra oplandet. Der er gennemregnet eksempler der beskriver Odense Fjords miljøtilstand ved forskellige belastningsscenarier. Disse viser, at såfremt målsætningerne i VMP I og II opfyldes med en halvering af kvælstofudvaskningen fra dyrkede arealer samt 80 % reduktion af fosfortilførslen, vil der årligt tilføres ca. 1900 tons kvælstof og ca. 70 ton fosfor til fjorden. Dette svarer til mere end 3 gange så meget kvælstof og fosfor som i naturtilstanden. Det er ikke i beregningerne vurderet, hvordan samspillet mellem kvælstof og fosfor indvirker på miljøtilstanden, det vil sige om en given tilstand vil kunne opnås ved kun at reducere belastningen af enten kvælstof eller fosfor.

9.1.4 Karup Å

Karup Å's opland er undersøgt i 1980'erne med henblik på at kvantificere transporten af kvælstof fra rodzonen til grundvand og vandløb, samt igen 1990'erne hvor usikkerheden ved at bruge et meget groft datagrundlag blev analyseret. En dynamisk hydrologisk model beregner vand- og kvælstoftransport fra rodzonen til grundvandet og Karup Å. I det første detaljerede studie blev modellen opbygget med det bedst mulige datagrundlag. Blandt andet blev undergrundens evne til at fjerne kvælstof ved denitrifikation kortlagt. I det andet studie blev modellen opbygget med data, som kunne skaffes alene ud fra EU's databaser.

Betragtes grundvandet som recipient med en tilhørende målsætning, der kunne være drikkevandskriteriet på 50 mg nitrat/l, skal den gennemsnitlige nitratkoncentration under rodzonen også ned på dette

niveau, da der ikke nogen tabsled mellem rodzone og øvre grundvand i dette opland.

Beregningsresultaterne fra det detaljerede studie, som beskriver landbrugspraksis i perioden 1968-88 viste, at der var meget store forskelle på nitratkoncentrationerne i det øvre grundvand inden for det undersøgte opland. Mens baggrundsniveauet for nitrat var 5 mg nitrat/l blev, der simuleret koncentrationer op til 500 mg nitrat/l med medianværdier omkring 40-60 mg nitrat/l, hvilket betyder en markant overskridelse af kravet til drikkevand på 50 mg nitrat/l i store dele af oplandet. Det er derfor relevant at overveje, om et målsætningskriterie for grundvand bør indeholde både koncentration og udbredelse, set i forhold til såvel drikkevand som overfladevand.

Scenarieberegninger som blev gennemført før VMP II omfattede tre typer virkemidler/driftsændringer: udelukkende forårsudbringning af husdyrgødning, indførelse af det maksimalt mulige antal grønne marker samt omfordeling af staldgødning, så det blev fordelt på alle marker. Ingen af de gennemregnede driftsændringer reducerede dog i sig selv udvaskningen med mere end 10 kg kvælstof/ha, eller ca. 16 %.

Beregninger viste, at ca. 60 % af det kvælstof, der forlader rodzonen, forsvinder ved reduktion i grundvandet undervejs til vandløb eller vådområder. Resultaterne tyder endvidere på, at 2/3 af den nitrat, som passerer de vandløbsnære arealer forsvinder inden den når frem til vandløbet, hvorved kun ca. 15 % af det kvælstof der forlader rodzonen bliver transporteret videre i vandløbene. Resultaterne peger således på, at vandløbsnære arealer og ådale har en betydelig effekt på transporten af kvælstof i vandløbene i dette opland. Ligeledes viser beregninger af stofpartiklers bevægelse gennem oplandet, at forskellige dele af oplandet bidrager med meget forskellige mængder nitrat til grundvand og vandløb.

Responstiden i oplandet blev ligeledes analyseret og resultaterne viste, at størstedelen af det kvælstof, der fandt vej til vandløbene, er nået frem inden 5 år.

Usikkerhedsvurderingerne fra det andet studie viste, at der var stor usikkerhed de beregnede nitratkoncentrationer på markskala afhængig af bedriftstype. På oplandsskala var usikkerheden derimod mindre. Usikkerhedsvurderingerne viste ligeledes, at der var stor variation på beregningen af, hvor stor en del af oplandet der havde nitratkoncentrationer mindre end 50 mg/l, men at gennemsnittet af 25 modelkørsel lå tæt på den observerede fordeling i oplandet.

9.1.5 Åbne danske farvande

Tilførslen af kvælstof har afgørende betydning for miljøtilstanden i de åbne indre danske farvande. Omkring 1/3 af tilførslen af biologisk aktivt kvælstof til de indre danske farvande kommer med afstrømningen af ferskvand fra Danmark. Hvis målsætningen i fjorde og andre kystnære områder er opfyldt, vil man i praksis have reduceret tilførslen fra Danmark til de åbne marine områder så meget som muligt. Undtaget herfra er dog tilførslen fra atmosfæren, som spiller en

langt større rolle i de åbne farvande end i fjordene. En mindre reduktion i den vandbårne tilførsel af kvælstof til de åbne danske farvande vil i modsætning til fjorde og andre kystnære områder ikke have afgørende betydning for den fremtidige miljøtilstand i de åbne danske farvande, fordi 2/3 af den samlede tilførsel kommer fra andre kilder. For et område som f.eks. Lillebælt, hvor iltsvindssituationen er kritisk, vil Danmarks bidrag til belastningen være væsentligt større.

9.2 Analyse af virkemidler

Eksempler med virkemidler til påvirkning af kvælstofudvaskningen fra enkelte landbrugsoplande er meget få på nuværende tidspunkt. For Mariager Fjords opland er beregnet ændringer i kvælstoftilførslen til fjorden som følge af ændringer i gødningsnormen, forbedret udnyttelse af kvælstof i husdyrgødningen. Disse virkemidler indgår i VMP II og er derfor en del af de nuværende virkemidler, også i Mariager Fjords opland. Derudover er effekten af skovrejsning og MiljøVenlige Jordbrugsforanstaltninger vurderet.

Opmærksomheden henledes på at alle virkemidler ikke nødvendigvis er additive, hvilket er vigtig, når det samlede potentiale skal vurderes.

De enkelte virkemidlers potentiale må imidlertid vurderes for de enkelte oplande. Eksempelvis vil vådområder ikke være et egnet virkemiddel i Mariager Fjords opland, mens vådområder kan være egnede virkemidler i andre oplande. Årsagen er forskelle i de hydrogeologiske forhold i oplandene, og i samspillet mellem grundvand og overfladevand i ådalene.

I oplande med mange husdyr er der et fosforoverskud, som beregningerne fra Mariager Fjord viser. På nuværende tidspunkt kan der ikke opstilles sammenhænge mellem driftsformer i landbruget og udledningen af fosfor fra landbrugsarealerne. Viden om transportveje for fosfor i relation til jordens indhold af fosfor er meget begrænset, hvorfor der ikke kan laves modelberegninger over tilførsel af fosfor. Tilførslen kan vurderes ved udpegning af risikoområder, og ved analyse af forskellige typer oplande, hvor der foreligger intensive målinger. Ud fra sidstnævnte forventes tilførslen at kunne vurderes kvantitativt i relation til oplandstyper.

9.3 Oplandsmodeller

Resultaterne fra oplandene til både Mariager Fjord, Odense Fjord og Karup Å peger på, at der er stor variation indenfor oplandene med hensyn til transportveje og opholdstider og dermed fjernelse af kvælstof ved denitrifikation på vejen fra mark til vandløb. For at opnå den største effekt af virkemidlerne er det vigtigt med en målrettet indsats, der hvor den største reduktion kan opnås.

Eksempelvis vil det give størst effekt at ekstensivere landbrugsdriften i områder, hvor der i dag fjernes mindst kvælstof under transporten fra mark til vandløb. Dette forudsætter dog, at denitrifikationskapaciteten ikke opbruges i løbet af få år i de øvrige områder. Optimering

af indsatsen forudsætter derfor en differentieret indsats indenfor oplandet.

De anvendte metoder til analyse af virkemidler i oplandet bør afspejle den skala, som er nødvendig for at differentiere indsatsen i oplande og deloplande. Er der behov for detaljerede analyser af deloplande eller vurdering af enkelte bedrifter, skal den anvendte model have et koncept og en detaljeringsgrad, som gør det muligt at kvantificere udledningen i den pågældende skala hele vejen fra kilde til recipient.

Når indsatsplaner udarbejdes for oplande, er det desuden vigtigt at kende responstider således, at man kan forudsige hvornår effekten af et virkemiddel er slået igennem. Eksempelvis viser dateringer af grundvandet i Mariager Fjords opland, at det er 20-30 år gammelt, hvorfor den fulde effekt af et indgreb kan være forsinket flere årtier. Derimod er der i Odense Fjords opland en hurtig responstid (få år) på iværksatte virkemidler, fordi langt hovedparten af vandafstrømningen sker via dræn og overfladenært grundvand.

Viden om fosfors transportveje er relativt begrænset på nuværende tidspunkt, hvilket ikke gør det muligt på tilsvarende måde som for kvælstof at modellere effekten af virkemidler i landbruget. Samtidig peger undersøgelser på, at bidraget fra marker varierer meget inden for en lille geografisk afstand, hvilket forudsætter et detaljeret kendskab til området for at kunne målrette indgreb. Måling af fosfat og totalfosfor i vandløb kan indikere betydningen af henholdsvis udvaskning og erosion af fosfor i de enkelte oplande, men det er vanskeligt at adskille bidraget af partikkelbundet fosfor i et bidrag fra overflade- og brinkerrosion og bidrag fra dræn. Modeller der beskriver fosfortab er under udvikling i projektets fase II.

9.4 Modellering af miljøkvalitet

Vandområdernes sårbarhed er meget forskellig og må føre til, at den fremtidige indsats i højere grad bliver baseret på en differentieret indsats mellem oplande således at den største indsats lægges i oplande med sårbare vandområder. Forudsætningen er, at der kan skabes en kvantitativ sammenhæng mellem miljøtilstand i vandområder og fremtidige indsatsplaner under Vandrammedirektivet.

Vandrammedirektivet forudsætter, at den økologiske kvalitet defineres kvantitativt i forhold til forekomst og artssammensætning af plankton, planter, bunddyr og fisk. Den økologiske kvalitet skal vurderes i forhold til referencetilstanden, som er den tilstand vandområdet ville have haft, hvis der ikke var menneskelig påvirkning.

På nuværende tidspunkt findes kun få eksempler på fjorde, hvor referencetilstanden er vurderet som i Odense Fjord. Fastlæggelse af referencetilstanden er en forudsætning for, at god økologisk tilstand kan fastlægges, idet den kun må afvige i mindre omfang fra referencetilstanden. Referencetilstanden kan fastlægges ved analyse af historiske data, palæøkologiske undersøgelser eller modelberegninger.

Modelberegningerne fra Odense Fjord viser, at såfremt god økologisk tilstand defineres som referencetilstanden plus 50 %, forudsætter opfyldelsen af god økologisk tilstand, at kvælstoftilførslen bliver reduceret til ca. 1/3 af den nuværende tilførsel i den indre del af fjorden, hvilket ikke er muligt med den nuværende landbrugsdrift i oplandet. Dette svarer til resultater fra modelberegninger for Randers Fjord (*Nielsen et al. 2003*). Modellerne viser, at miljøkvaliteten kan forbedres markant i forhold til nu, hvis både kvælstof- og fosfortilførslen mindskes.

Opfyldelse af de nuværende målsætninger for marine områder forudsætter at tilførslen af især kvælstof, men også fosfor, reduceres kraftigt (*Ærtebjerg et al., 2002*).

Scenarieberegninger for de nationale overvågningssøer peger på, at det er nødvendigt at mindske dyrkningsbidraget af fosfor markant, hvis god økologisk kvalitet skal kunne opnås. Men vurderingerne af de enkelte søer forudsætter en oplandsanalyse af de enkelte forureningskilders størrelse.

Hvis god økologisk tilstand opnås i fjorde og andre kystnære områder, vil det ikke være realistisk at nedbringe det danske vandbårne bidrag med kvælstof og fosfor til de åbne danske farvande yderligere.

9.5 Modellers anvendelse

Når modeller anvendes til at forudsige udvaskning og transport af næringsstoffer i et opland eller miljøtilstanden i en sø eller fjord ved ændret tilførsel af næringsstoffer, er det vigtigt at være opmærksom på modellernes forudsætninger. En given model kan ikke anvendes til at forudsige en tilstand, som ligger uden for modellens datagrundlag (empiriske modeller) eller udenfor de rammer som modellens processer er gyldige indenfor (procesbaserede modeller). Samtidig kan modeller kun tage hensyn til de faktorer, som indgår i modellen og følgelig ikke anvendes i tilfælde, hvor andre faktorer end dem der indgår i modellerne varierer.

Modeller, som beskriver miljøtilstand i søer og fjorde, kan således typisk ikke modellere en tilstand, hvor der er tale om store ændringer i den biologiske struktur i den pågældende sø eller fjord, fordi der i sådanne situationer kan optræde forhold, som ikke er beskrevet af modellerne. Tilsvarende kan modeller, som beskriver kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer typisk ikke beskrive hvordan kvælstof opfører sig under andre forhold, hvor faktorer som pH og vandindhold afviger væsentligt fra de forhold, der tilstræbes under almindelig landbrugspraksis, f.eks. i vådområder med sur humusjord.

Modeller bør principielt altid udsættes for afestning mod uafhængige feltdata (validering), før de anvendes i praksis på konkrete områder. Det kan fx i praksis ske ved at kalibrere på en del af de tilgængelige data og benytte den resterende del af data til uafhængige valideringstest. I nogle situationer, fx hvor det drejer sig om forudsigelser af effekten af nye typer virkemidler, kan det være næsten umuligt at lave sådanne valideringstest. Det betyder ikke, at en model ikke kan benyttes som grundlag for beslutninger, men det betyder, at model-

lens evne til at lave troværdige prædiktioner ikke er dokumenteret, og at modelresultaterne derfor bør klassificeres som mindre troværdige end i situationer med vel gennemførte valideringstests.

Derudover skal det understreges, at resultater fra modelberegninger principielt altid bør suppleres af usikkerhedsvurderinger. Det kan ske enten i form af egentlige usikkerhedsberegninger, ved simple følsomhedsanalyser eller som et minimum ved en kvalitativ vurdering af, hvor sikre modelresultaterne må forventes at være. Usikkerhedsvurderinger er vigtige for at opnå en realistisk og nuanceret fornemmelse af, hvor stor troværdighed resultaterne bør indgå med i den videre beslutningsproces.

Endelig er det vigtigt at være opmærksom på, hvilken tidslig og rumlig skala en model kan anvendes på. Hvis det f.eks. er afgørende for vandkvaliteten i et vandområde om næringsstoffkoncentrationen er høj i en bestemt periode af året, skal tilførslen fra oplandet kunne beregnes i den ønskede tidsopløsning. Tilsvarende er det vigtigt at kunne beskrive vand- og stofstrømningen omkring et vandløbsnært engområde eller på en skråning i høj rumlig opløsning, hvis formålet er at kvantificere kvælstoffjernelse i et bestemt vandområde eller fosfortransport ved erosion.

Mere generelt kan konkluderes, at valget af modeltype skal afpasses i forhold til formålet – om der f.eks. ønskes en detaljeret beskrivelse af et mindre område eller en mere generel beskrivelse på nationalt plan.

10 Referencer

Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. & Rasmussen, J. (1986): An introduction to the European Hydrological System – Système Hydrologique Européen SHE 2: Structure of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87: 61-77.

Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000): Daisy: An Open Soil-Crop-Atmosphere System Model. *Environmental Modelling and Software*, 15: 313-330.

Arc Hydro. (2002): GIS for Water Resources. Edited by David Maidment. ESRI Press, 140 pp.

Brüsch, W. & Nilsson, B.M. (1990): Nitratomsætning og vandbevægelse i et vådområde. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C15.

Brøgger, J. & Heintzelman, F. (1979): Sørestaurering. Simple stofbalance- og eutrofieringsmodellers anvendelse i recipientplanlægning. Miljøprojekt nr. 16. Miljøstyrelsen.

Bøgestrand, J. (red.) 2002: Vandløb 2001. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 40 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 422. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Børgesen, C.D. & Heidmann, T. (2002a): Præsenteret ved NJF seminar den 10.-12. juni 2002 i Skara, Sverige: "Implementation of Precision Farming in Practical Agriculture".

Børgesen, C.D. & Heidmann, T. (2002b): Landsberegninger af kvælstofudvaskningen fra landbruget med SKEP/DAISY og SIM IIIb modellerne. DJF rapport, Markbrug nr. 62.

Chapra, S.C. (1997): Surface Water Quality Modelling. Lærebog fra McGraw-Hill forlag.

Christensen, P.B. & Sørensen, J. (1988): Denitrifikation in sediment of lowland streams: Regional and seasonal variation in Gelbæk and Rabis Bæk, Denmark. *FEMS Microbiology Ecology*, 53: 335-344.

Conley, D.J. (1999): Characteristics of Danish estuaries. *Estuaries* 23: 820-837

Danmarks JordbrugsForskning & Danmarks Miljøundersøgelser (2002): Effekten af virkemidler i Vandmiljøplan I og II set i relation til en ny vurdering af kvælstofudvaskningen i midten af 1980'erne (elektronisk).

Danmarks Statistik (1968-1988): Landbrugsstatistik 1968-1988.

Dahl Madsen, K.I. (1972): Operationsanalyse og vandkvalitet. Vand, 1.

DHI (2000a): Fynsværket - Fase 2: Modellering af effekter på Odense Fjord. Eutrofieringsmodellen - kalibrering, validering og analyse. Teknisk rapport fra DHI/Fynsværket

DHI (2000b): Fynsværket - Fase 2: Modellering af effekter på Odense Fjord. Etablering af hydrodynamisk model. Teknisk rapport fra DHI/Fynsværket

DHI (2000c): Blindtest 1999. Fynsværket, Fase 2: Modellering af effekter på Odense Fjord. Teknisk rapport fra DHI/Fynsværket

DHI (2002a): Belastningsscenarier for Odense Fjord. Teknisk notat. DHI/Fyns Amt.

DHI (2002b): Nettonedbørsberegninger med DAISY GIS og parameteroptimering af Fyns model med Autocal. Fagligt notat fra DHI, rekvireret af Fyns Amt

DHI (2002c): Mike 21/3: Eutrophication module - Reference Manual

DHI (2002d): MIKE 11 A modelling system for Rivers and Channels

DHI (2002e): Manual for the MIKE SHE-AD TRÄSK. DHI, 14 pp.
Diekrüger, B., Söndgerath, D., Kersebaum, K. C. & McVoy, C. W. (1995): Validity of agroecosystem models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81: 3-29.

Euroharp (2003): EU-FP5 research project www.euroharp.org

Fyns Amt (2001): Odense Fjord: Vand-, fosfor- og kvælstoftilførsel i 1998 og scenarieberegning for 'Natur'-tilstand. Notat. Natur- og Vandmiljøafdelingen

Fyns Amt (2002a): Kystvande 2001. Vandmiljøovervågning. Natur- og Vandmiljøafdelingen

Fyns Amt (2002b): Landovervågning 2001. Teknisk rapport fra Fyns Amt.

Fyns Amt (2003): Pilot River Basin – Odense Fjord/Å. Modellering af vand- og N-kredsløb. Fase 1. Fagligt notat, februar 2003.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Jørgensen, J.O., Kloppenborg-Skrumsager, B., Kronvang, B., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. (2000): Landovervågningsoplande 1999 . NOVA 2003 . Afdeling for Vandløbsøkologi; Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse . 147 s . - Faglig rapport fra DMU 334 .

Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Pedersen, M. & Rasmussen, P. (2002): NOVA 2003. Landovervågningsoplande 2001. Faglig rapport fra DMU nr. 420.

Hansen, B. (1985): Landbrugets potentielle bidrag til nærings saltbelastningen af vandløb og grundvand i to mindre oplande. Rapport til Miljøstyrelsens Ferskvandslaboratorium.

Hansen (1990): Næringsstofudvaskning fra arealer i almindelig landbrugsdrift. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. A8.

Hansen & Erichsen (2003): Baltic Sea North Sea transition area. Environmental status year 2001. NO COMMENTS project. Rapport til Nordisk Ministerråd.

Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E. & Svendsen, H., (1990a): DAISY – Soil Plant Atmosphere System Model. Npo-forskning fra Miljøstyrelsen nr. A10, 272 pp.

Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E. & Svendsen, H., (1990b): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production by winter wheat using DAISY. Fertilizer Research 27:245-259.

Hansen, S., Jensen, H. E., Nielsen, N. E. & Svendsen, H. (1991): Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer Research, 27: 245-259.

Hansen, S., Thorsen, M., Pebesma, E., Kleeschulte, S. & Svendsen, H. (1999): Uncertainty in simulated leaching due to uncertainty in input data. A case study. Soil Use and Management, 15: 167-175.

Helsinki Commission (1990): Second periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1984-88. Background document. Baltic Sea Environment Proceedings no. 35B

Henriksen, P. (ed.) (2001): NOVA 2003: Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling. Faglig rapport fra DMU nr. 375. DMU, Roskilde

Henriksen, H.J. (1987): Driftsformens betydning for afstrømningen fra hedesletteområder. Marginaljorder og miljøinteresser, Miljøministeriets projektundersøgelser 1986, Teknikerrapport nr. 11. Skov- og Naturstyrelsen.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1997): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1996. Ferske vandområder. Faglig rapport fra DMU nr. 211.

Jensen, J.P., Jeppesen, E., Bøgestrand, J., Petersen, A.R., Søndergaard, M., Windolf, J., & Sortkjær, L. (1994): Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993. Ferske vandområder. Faglig rapport fra DMU nr. 121.

Jensen, J.P., Søndergaard, M., Bjerring, R., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E., Poulsen, A.M. & Sortkjær, L. (2002): NOVA 2003. Søer 2001. Faglig rapport fra DMU nr. 421.

Jessen, O.Z. (2001): Nitratudvaskning fra Karup Å's opland under hensynstagen til reduktionsfrontens bevægelse. DHI, 36 sider.

Jessen, O.Z., Styczen, M., Thorsen, M., Krogsgaard, J. & Jacobsen, T. (2001): Kvælstoffjernelse i vådområder. Vand & Jord, 4: 150-153

Jørgensen, S.E., Kamp-Nielsen, L., Christensen, T., Windolf-Nielsen, J. & Westergaard, B. (1986): Validation of a prognosis based upon a eutrophication model. Ecol. Modelling 32: 165-182

Kaas, H, Møhlenberg, F., Josefson, A., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Jensen, H.S., Svendsen, L.M., Windolf, J., Middelboe, A.L., Sand-Jensen, K. & Pedersen, M.F. (1996): Marine områder. Dansk Fjorde - status over miljøtilstand, årsagssammenhæng og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. 205 s. Faglige rapporter fra DMU nr. 179.

Kristensen P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990): Eutrofieringsmodeller for søer. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. C9. Miljøstyrelsen.

Kristiansen, H., Brüsck, W., Gravesen, P. & Genders, S. (1990): Transport og omsætning af kvælstof og fosfor i Rabis bæks opland. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen, nr. B5.

Kronvang B., Svendsen, L., Jensen, J.P. & Dørge, J. (1997): Næringsstoffer – arealanvendelse og naturgenopretning. Temarapport fra DMU nr. 13, 40 sider.

Markager, S. (2001): Miljøovervågning og forskning – to sider af samme sag. Vand og Jord, 76: 76-77.

Markager, S., Hansen, A.S., Brock, K., Ellegaard, C., Fossing, H., Hansen, L.E., Larsen, J.E., Petersen, J.K., & Sørensen, H.M. (2002). Empirisk modellering af Mariager Fjord. Vand og Jord, 9: 110-114.

Miljøstyrelsen (1983): Karup Å undersøgelsen. En undersøgelse af landbrugsvandens hydrologiske følgevirkninger i oplandet til Karup Å opstrøms Hagebro. Udført af Det danske Hedeselskab og Danmarks Geologiske Undersøgelse for Viborg, Ringkjøbing og Århus amtskommuner og Miljøstyrelsen. Miljøprojekter, 51. København.

Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. (2001): Typeinddeling og kvalitetslementer for marine områder i Danmark. Vandrammedirektivprojekt, Fase 1. Faglig rapport fra DMU nr. 369. DMU, 107 s.
<http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Nielsen, K., Sømod, B., Ellegaard, C., Krause-Jensen, D. (2003): Assessing Reference Conditions According to the European Water Framework Directive Using Modelling and Analysis of Historical Data: An Example from Randers Fjord, Denmark. AMBIO 32:287-294

Ostenfeld, C.H. (1908): Ålegræssets (*Zostera marina*'s) vækstforhold og udbredelse i vore farvande. Beretning fra den Danske Biologiske Station XVI. Centraltrykkeriet, Kjøbenhavn, s. 61

Pedersen, S.E. (2003): Fra jord til fjord. Odense Fjord. Modellering af belastning. Mundtlig præsentation for VMP3-arbejdsgruppen. Fyns Amt.

Rask, N., Pedersen, S.E. & Jensen, M.H. (1999): Response to lowered nutrient discharges in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. *Hydrobiologia*, 393: 69-81.

Refsgaard, J.C. & Storm, B. (1995): MIKE SHE. In Singh, V.P. (Ed.). *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publication, 809-846.

Refsgaard, J.C., Ramaekers, D., Heuvelink, G.B.M., Schreurs, V., Kros, H., Rosén, L. & Hansen, S. (1998): Assessment of 'cumulative' uncertainty in spatial decision support systems: Application to examine the contamination of groundwater from diffuse sources (UNCERSDSS). Presented at the European Climate Science Conference, Vienna, 19-23 October 1998.

Refsgaard, J.C., Thorsen, M., Birk Jensen, J., Kleeschulte, S. & Hansen, S. (1999): Large scale modelling of groundwater contamination from nitrogen leaching. *Journal of Hydrology*, 221: 117-140.

Rubæk, G., Djurhuus, J., Heckrath, G., Olesen, S.E. & Østergaard, H.S. (2000): Er danske jorde mættede med fosfor? I: Jacobsen, O.H. & Kronvang, B. (red.). *Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljøet*. DJF rapport, Markbrug nr. 34, 17-30.

Rubæk, G.H., Djurhuus, J., Heckrath, G., Olesen, S.E., Østergaard, H. (2001): Fosfor i dansk landbrugsjord. *Grøn Viden*, Markbrug nr. 241, september 2001.

Sand-Jensen, K., S. L. Nielsen, J. Borum & O. Geertz-Hansen (1994): Fytoplankton og makrofytudvikling i danske kystområder. *Havforskning fra Miljøstyrelsen rapport nr. 30*.

Simmelsgaard, S.E. (1998): The effect of crop, N-level, soil type and drainage on nitrate leaching from Danish soil. *Soil Use and Management*, 14: 30-36.

Simmelsgaard, S.E., Kristensen, K., Andersen, H.E., Grant, R. & Østergård, H. (2000): Empiriske modeller til beregning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen. DJF rapport nr. 32 Markbrug. *Danmarks Jordbrugsforskning*.

Skov- og Naturstyrelsen (2000): Vandmiljøplan II. Genopretning af vådområder: 2 Hydrologi, stofomsætning og opmåling.

Smith, P., Smith, J. U., Poulsen, D. S., McGill, W. B., Arah, J. R. M., Chertov, O. G., Coleman, K., Franko, U. Froling, S. Jenkinson, D. S., Jensen, L. S., Kelly, R. H., Klein-Gunnewiek, H., Komarov, A. S., Li, C. Molina, J. A. E., Mueller, T., Parton, W. J., Thornley, J. H. M. & Whitmore, A. P. (1997): A comparison of the performance of nine soil organic matter models, using datasets from seven long-term experiments. *Geoderma* 81: 153-225.

Storm, B., Styczen, M. & Clausen, T. (1990): Regional model for nærings salttransport og -omsætning. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen, B15.

Styczen, M. & Storm, B. (1993): Modelling of N-movments on catchment scale – a tool for analysis and decision making. 2. A case study. *Fertilizer Research*, 36, 7-17.

Thomann, R.V. (1992): Systems Analysis and Water Quality Management. Lærebog fra McGraw-Hill forlag.

Thorsen, M., Feyen, J. & Styczen, M. (1996): Agrochemical modelling. In: M.B. Abbott and J.C. Refsgaard (eds.) Distributed Hydrological Modelling, s. 121-141. Kluwer Academic Publishers

Thorsen, M., Refsgaard, J.C., Hansen, S., Pebesma, E., Jensen, J.B. & Kleeschulte, S. (2001): Assessment of uncertainty in simulation of nitrate leaching to aquifers at catchment scale. *Journal of Hydrology*, 242: 210-227.

VKI (1997): Belastning og tilstand i Utterselv Mose, Søborghus rende og Emdrup Sø

Wiggers, L. (2001): Fosfor – grænsen er nået. *Vand & Jord*, 3: 99-101.

Wiggers, L. & Thorling, L. (2002): Nitratreduktion – betydning for vandkvaliteten i overfladevand og grundvandsressourcen. Teknisk notat, Århus Amt.

Wiggers, L., Bidstrup, J., Kronvang, B., Jørgensen, J.O. & Müller-Wohlfeil, D.I. (2002): Mariager Fjord – Tilførslen af næringsstoffer fra land. Århus Amt.

Windolf, J., Jeppesen, E., Jensen, J.P. & Kristensen P. (1996): Modelling of seasonal variation in nitrogen retention and in-lake concentration: A four-year mass balance study in 16 shallow Danish lakes. *Biogeochemistry*, 33: 25-44.

Ærtebjerg, G. et al. (2002): Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Faglig rapport fra DMU nr. 419. 94 s. (elektronisk)

Århus Amt & Nordjyllands Amt (2003): Mariager Fjord – indsatsplanlægning: Næringsstofbelastning fra landbruget – mål og midler? Arbejdsgruppenotat, under udarbejdelse.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for 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
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø
Projektchef for kvalitets- og analyseområdet

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

Overvågningssektionen
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi
Afd. for Marin Økologi
Projektchef for det akvatiske område

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

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

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.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2002

- Nr. 413: Vegetation i farvandet omkring Fyn 2001. Af Rasmussen, M.B. 138 s. (elektronisk)
- Nr. 414: Projection Models 2010. Danish Emissions of SO₂, NO_x, NMVOC and NH₃. By Illerup, J.B. et al. 194 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 415: Potential Environmental Impacts of Soil Spills in Greenland. An Assessment of Information Status and Research Needs. By Mosbech, A. (ed.) 116 pp. (electronic)
- Nr. 416: Ilt- og næringsstoffsfluxmodel for Århus Bugt og Mariager Fjord. Modelopsætning. Af Fossing, H. et al. 72 s., 100,00 kr.
- Nr. 417: Ilt- og næringsstoffsfluxmodel for Århus Bugt og Mariager Fjord. Modelopsætning og scenarier. Af Fossing, H. et al. 178 s. (elektronisk)
- Nr. 418: Atmosfærisk deposition 2001. NOVA 2003. Af Ellermann, T. (elektronisk)
- Nr. 419: Marine områder 2001 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. (red.) (elektronisk)
- Nr. 420: Landovervågningsoplande 2001. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (elektronisk)
- Nr. 421: Søer 2001. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. (elektronisk)
- Nr. 422: Vandløb og kilder 2001. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (elektronisk)
- Nr. 423: Vandmiljø 2002. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 56 s., 100,00 kr.
- Nr. 424: Burden Sharing in the Context of Global Climate Change. A North-South Perspective. By Ringius, L., Frederiksen, P. & Birr-Pedersen, K. 90 pp. (electronic)
- Nr. 425: Interkalibrering af marine målemetoder 2002. Af Stæhr, P.A. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 426: Statistisk optimering af monitoringsprogrammer på miljøområdet. Eksempler fra NOVA-2003. Af Larsen, S.E., Jensen, C. & Carstensen, J. 195 s. (elektronisk)
- Nr. 427: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2001. By Kemp, K. & Palmgren, F. 32 pp. (electronic)

2003

- Nr. 428: Vildtbestande, jagt og jagttider i Danmark 2002. En biologisk vurdering af jagtens bæredygtighed som grundlag for jagttidsrevisionen 2003. Af Bregnballe, T. et al. 227 s. (elektronisk)
- Nr. 429: Movements of Seals from Rødsand Seal Sanctuary Monitored by Satellite Telemetry. Relative Importance of the Nysted Offshore Wind Farm Area to the Seals. By Dietz, R. et al. 44 pp. (electronic)
- Nr. 430: Undersøgelse af miljøfremmede stoffer i gylle. Af Schwærter, R.C. & Grant, R. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 432: Metoder til miljøkonsekvensvurdering af økonomisk politik. Af Møller, F. 65 s. (elektronisk)
- Nr. 433: Luftforurening med partikler i København. En oversigt. Af Palmgren, F., Wählin, P. & Loft, S. 77 s. (elektronisk)
- Nr. 434: Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Af Fjordback, C. et al. 270 s., 150,00 kr.
- Nr. 435: Preliminary Assessment based on AQ Modelling. Ploiesti Agglomeration in Romania. Assistance to Romania on Transposition and Implementation of the EU Ambient Air Quality Directives. By Jensen, S.S. et al. 53 pp. (electronic)
- Nr. 436: Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering i naturområder. Af Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. 101 s. (elektronisk)
- Nr. 437: Naturen i hverdagslivsperspektiv. En kvalitativ interviewundersøgelse af forskellige danskeres forhold til naturen. Af Læssøe, J. & Iversen, T.L. 106 s. (elektronisk)
- Nr. 438: Havternen i Grønland. Status og undersøgelser. Af Egevang, C. & Boertmann, D. 69 s. (elektronisk)
- Nr. 439: Anvendelse af genmodificerede planter. Velfærdsøkonomisk vurdering og etiske aspekter. Af Møller, F. 57 s. (elektronisk)
- Nr. 440: Thermal Animal Detection System (TADS). Development of a Method for Estimating Collision Frequency of Migrating Birds at Offshore Wind Turbines. By Desholm, M. 25 pp. (electronic)
- Nr. 441: Næringsstofbalancer på udvalgte bedrifter i Landovervågningen. Af Hansen, T.V. & Grant, R. 26s. (elektronisk)
- Nr. 442: Emissionsfaktorer og emissionsopgørelse for decentral kraftvarme. Eltra PSO projekt 3141. Kortlægning af emissioner fra decentrale kraftvarmeværker. Delrapport 6. Af Nielsen, M. & Illerup, J.B. 113 s. (elektronisk)
- Nr. 443: Miljøøkonomisk analyse af skovrejsning og braklægning som strategier til drikkevandsbeskyttelse. Af Schou, J.S. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 444: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 2001. Af Johansen, P. & Asmund, G. 32 s. (elektronisk)
- Nr. 445: Modeller til beskrivelse af iltsvind. Analyse af data fra 2002. Af Carstensen, J. & Erichsen, A.C. 60 s. (elektronisk)
- Nr. 447: Modelanalyser af mobilitet og miljø. Slutrapport fra TRANS og AMOR II. Af Christensen, L. & Gudmundsson, H. 114 s. (elektronisk)
- Nr. 448: Newcastle Disease i vilde fugle. En gennemgang af litteraturen med henblik på at udpege mulige smittekilder for dansk fjerkræ. Af Therkildsen, O.R. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 449: Marin recipientundersøgelse ved Thule Air Base 2002. Af Glahder, C.M. et al. 143 s. (elektronisk)
- Nr. 450: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2002. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)