



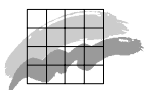
Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Odense Fjord

Scenarier for reduktion af næringsstoffer

Faglig rapport fra DMU, nr. 485

[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Odense Fjord

Scenarier for reduktion af næringsstoffer

**Faglig rapport fra DMU, nr. 485
2004**

*Kurt Nielsen
Hans Estrup Andersen
Søren Erik Larsen
Brian Kronvang
Michael Stjernholm*
Danmarks Miljøundersøgelser

*Merete Styczen
Robert Nøddebo Poulsen
Karen Villholth
Jørgen Krogsgaard
Karl Iver Dahl-Madsen
Anja Friis-Christensen
Thomas Uhrenholdt
Ian Sehested Hansen*
DHI Institut for Vand og Miljø

*Stig Eggert Pedersen
Ole Jørgensen
Jørgen Windolf
Michael Hjorth Jensen*
Fyns Amt

*Jens Christian Refsgaard
Jeppe Rølmer Hansen
Vibeke Ernstsen*
Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse

Christen Duus Børgesen
Danmarks JordbrugsForskning

Lisbeth Wiggers
Århus Amt

Datablad

Titel:	Odense Fjord
Undertitel:	Scenarier for reduktion af næringsstoffer
Forfattere:	Kurt Nielsen ¹ , Hans Estrup Andersen ¹ , Søren Erik Larsen ¹ , Brian Kronvang ¹ , Michael Stjernholm ¹ , Merete Styczen ² , Robert Nøddebo Poulsen ² , Karen Villholth ² , Jørgen Krogsgaard ² , , Karl Iver Dahl-Madsen ² , Anja Friis-Christensen ² , Thomas Uhrenholdt ² , Ian Sehested Hansen ² , Stig Eggert Pedersen ³ , Ole Jørgensen ³ , Jørgen Windolf ³ , Michael Hjorth Jensen ³ , Jens Christian Refsgaard ⁴ , Jeppe Rølmer Hansen ⁴ , Vibeke Ernstsen ⁴ , Christen Duus Børgesen ⁵ , Lisbeth Wiggers ⁶
Institutioner:	¹ DMU, Afdeling for Ferskvandsøkologi, ² DHI Institut for Vand og Miljø, ³ Fyns Amt, ⁴ Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, ⁵ Danmarks JordbrugsForskning, ⁶ Århus Amt
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 485
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Miljøministeriet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	Januar, 2004
Faglig kommentering:	Harley Bundgaard Madsen, Fyns Amt, Gitte Blicher-Mathiesen, Danmarks Miljøundersøgelser
Finansiel støtte:	Fødevarerministeriet og Skov- og Naturstyrelsen
Bedes citeret:	Nielsen, K., Styczen, M., Andersen, H.E., Dahl-Madsen, K.I., Refsgaard, J.C., Pedersen, S.E., Hansen, J.R., Larsen, S.E., Poulsen, R.N., Kronvang, B., Børgesen, C.D., Stjernholm, M., Villholth, K., Krogsgaard, J., Ernstsen, V., Jørgensen, O., Windolf, J., Friis-Christensen, A., Uhrenholdt, T., Jensen, M.H., Hansen, I.S., Wiggers, L. (2003): Odense Fjord – Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Danmarks Miljøundersøgelser. 276 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 485 http://faglige-rapporter.dmu.dk
Sammenfatning:	<p>Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse</p> <p>Rapporten er et eksempel på modelberegninger af effekten af ændringer i landbrugsdriften på tilførslen af næringsstoffer til overfladevand og grundvand. Rapportens oplandsorienterede angrebsvinkel er i tråd med Vandrammedirektivet. På baggrund af procesorienterede modeller er effekten af virkemidler på udvaskningen og transporten af kvælstof til Odense Fjord beregnet. Modelberegningerne tyder trods en væsentlig usikkerhed på, at de mest effektive virkemidler til reduktion af udvaskningen og dermed tilførslen af kvælstof til Odense Fjord er nedsættelse af gødningsnorm, bedre udnyttelse af husdyrgødning, efterafgrøder, samt skovrejsning. Effekten af vådområder er sandsynligvis underestimeret af modellen. Fosforudledning fra oplandet til Odense Fjord er analyseret ved anvendelse af tre metoder: 1) empiriske modeller for transporten af fosfor fra deloplandene opstillet ud fra intensive overvågningsdata fra hele Danmark. Modellerne beskriver transporten tilfredsstillende med undtagelse af et enkelt opland, hvilket tyder på udvaskning af fosfor herfra. 2) Lokalisering af risikoarealer for udvaskning og erosion af fosfor på baggrund af et nyt dansk fosforindeks. Det nyudviklede indeks er ikke operationelt på nuværende tidspunkt. 3) Fosforbalancer er opstillet for deloplandene i Odense Fjord. En procesorienteret model beregner miljøeffekten i Odense Fjord af ændringer i tilførslen af kvælstof og fosfor. Resultaterne viser, at både kvælstof og fosfor er afgørende for miljøtilstanden i fjorden. Ingen af scenarierne for indgreb ligger tæt på referencetilstanden.</p>
Emneord:	VMP III, Vandrammedirektiv, kvælstof, fosfor, oplandsmodeller, fjordmodel
Layout: Tegninger/fotos: Korrektur:	Hanne Kjellerup Hansen & Anne-Dorthe Villumsen Grafisk Værksted, Silkeborg Aase Dyhl Hansen
ISBN: ISSN (elektronisk):	87-7772-795-9 1600-0048
Sideantal:	276
Internet-version:	Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/fr485.pdf
Købes hos:	Miljøministeriet Frontlinien Strandgade 29 1401 København K Tlf.: 32 66 02 00 frontlinien@frontlinien.dk www.frontlinien.dk

Indhold

Forord 7

Sammenfatning 9

- Kvælstof 9
- Fosfor 12
- Fjordmodel 14
- Konklusioner og anbefalinger 16

1 Indledning 17

2 Beskrivelse af Odense Fjord og opland 19

- Landskab og jordtyper i oplandet til fjorden 19
- Arealanvendelse 19
- Befolkning 19
- Landbrugsforhold 19
- Fjordens karakteristika 20
- Målsætninger, miljøtilstand og påvirkningsfaktorer 20

3 Scenarier for reduktion af kvælstof og fosfor 25

- Kvælstof 25
- Fosfor 27
- Fjordmodellen 28

4 Modellering af kvælstofudvaskning og -transport 31

- 4.1 Indledning 31
 - 4.1.1 Daisy 31
 - 4.1.2 MIKE SHE 33
 - 4.1.3 MIKE 11 35
- 4.2 Opstilling af rodzonemodellen 36
 - 4.2.1 Modelområde og kørselsperiode 36
 - 4.2.2 Klima 38
 - 4.2.3 Jord 40
 - 4.2.4 Bestemmelse af arealanvendelsen 42
 - 4.2.5 Nedre randbetingelse 54
 - 4.2.6 Sammenstilling af data 55
- 4.3 Grundvandsmodellen 56
 - 4.3.1 Generelt 56
 - 4.3.2 Modelgrundlag 57
 - 4.3.3 Digital højdemodel 58
 - 4.3.4 Geologisk tolkning 58
 - 4.3.5 Parametre for de geologiske lag 60
 - 4.3.6 Randbetingelser og afgrænsning af modelopland 60
 - 4.3.7 Kobling mellem Daisy og MIKE SHE 61
 - 4.3.8 Oppumpninger 62
 - 4.3.9 Dræn 62
 - 4.3.10 Beskrivelse af redox-zonering 63

- 4.4 Vandløbsmodellen 66
 - 4.4.1 Vandløbstværsnit 69
 - 4.4.2 Vådområder og åbund 70
 - 4.4.3 Randbetingelser 70
 - 4.4.4 Specifikation af punktbidrag til vandløbet 71
 - 4.4.5 Kobling mellem grundvands- og vandløbsmodel 73
 - 4.4.6 Tidsskridt og initialbetingelser for MIKE SHE/MIKE 11 75
- 4.5 Kalibrering og validering af modeller til oplandet 76
 - 4.5.1 Daisy-modellen 76
 - 4.5.2 MIKE SHE/MIKE 11 88
 - 4.5.3 Konklusioner med hensyn til modellens prædiktionssevne og pålidelighed 103
 - 4.5.4 Videreudvikling af nitrat oplandsmodel 104
- 4.6 Partikelbaneberegninger 108
 - 4.6.1 Formål 108
 - 4.6.2 Fremgangsmåde 108
 - 4.6.3 Resultater 108
- 4.7 Implementering af scenarierne 113
 - Scenarier 113
 - 4.7.1 Alle VMP II-tiltag implementeret. 114
 - 4.7.2 Forbedret foderudnyttelse 125
 - 4.7.3 Forbedret foderudnyttelse og 5 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse 127
 - 4.7.4 Forbedret foderudnyttelse og 10 % skærpet husdyrgødningsudnyttelse 128
 - 4.7.5 Måltrettet anvendelse af nuværende 6 % efterafgrøder på 4000 ha samt efterafgrøder på yderligere 5000 ha 129
 - 4.7.6 Vådområder 139
 - 4.7.7 Skovrejsning 145
 - 4.7.8 Udtagning af 10.000 dyreenheder 148
 - 4.7.9 Ændring af 2003-norm med 20 % 151
- 4.8 Resultater af scenarieberegninger 157
- 4.9 Diskussion af virkemidler og reduktion i kvælstoftilførslen til fjord/grundvand 163

5 Fosfor – modeller, indeks og balancer 165

Indledning 165

- 5.1 Analyse af fosfortab og -transportveje 166
 - 5.1.1 Datagrundlag 166
 - 5.1.2 Multipel regressionsanalyse 168
 - 5.1.3 Validering af modeller 173
 - 5.1.4 Anvendelse af modellerne 175
- 5.2 P-index-modeller 180
- 5.3 Opsætning af *Pennsylvania* P-index på Odense Fjords opland 183
 - 5.3.1 Skalaer 183
 - 5.3.2 Datagrundlag 183
 - 5.3.3 Beregning af *Pennsylvania* P-index 188
 - 5.3.4 Aftestning af *Pennsylvania* P-index 189
- 5.4 Udvikling af et modificeret dansk P-index 191
 - 5.4.1 Beregning af det modificerede danske P-index 196
 - 5.4.2 Aftestning af det danske P-index 197
 - 5.4.3 Sammenfatning på opsætning af P-index 198

- 5.5 Beregning af fosforbalance for det dyrkede areal i Odense Fjords opland 199
 - Indledning 199
 - Data fra landbrugsregistre 200
 - Fosfor i husdyrgødning 200
 - Fosfor i handelsgødning 200
 - Fraførsel af fosfor med afgrøder 200
 - Korrektioner af gødningstilførsler 201
 - Resultater 202
 - Konklusion 204
- 5.6 Sammenfatning 205

6 Scenarier for Odense Fjords miljøtilstand 207

- 6.1 Modellen 207
- 6.2 Kvalitetslementer for miljøtilstand 210
- 6.3 Resultaterne af scenarieberegningerne 211
 - 6.3.1 Fynsværket og vejret 214
 - 6.3.2 Kvælstof og fosfor 215
- 6.4 Usikkerhed på beregningerne 217
- 6.5 Konklusion 217

7 Grundvand 219

- 7.1 Indledning 219
- 7.2 Referencekørsel 219
- 7.3 Scenarier 223

8 Samlet vurdering og konklusion 225

- 8.1 Oplandsmodel 225
 - 8.1.1 Kvælstof 225
 - 8.1.2 Fosfor 233
- 8.2 Fjordmodel 235
- 8.3 Konklusioner og anbefalinger 237

Referencer 239

Bilag 4.1 247

Bilag 4.2 249

Bilag 5.1 255

Tildeling af fosfor på markblokniveau 255

Husdyrgødning 255

Fosforbelastningen på markblokniveau 255

Indledning 255

Kvaliteten af registreringerne i CHR 256

Fosfor ab besætning 257

Eksport og import af husdyrgødning på ejendomsniveau 257

Fordeling af fosformængden på arealer 258

Handelsgødning 260

Total fosfor 265

Erkendelse: 265

Appendiks I 266

Bilag 5.2 271

Fremgangsmåde ved beregning af K-faktoren 271

Beregning af K-faktoren 271

Bilag 6.1 273

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Forord

Denne rapport er lavet for Skov- og Naturstyrelsen og Fødevareministeriet som led i forarbejdet til Vandmiljøplan III (VMP III). Rapporten er en fortsættelse af det arbejde, som den tekniske undergruppe, Miljømodelgruppen, udførte i foråret 2003 - Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet (Nielsen et al., 2003). Fase II rapporten er lavet på baggrund af gruppens arbejde i perioden juni 2003 til januar 2004.

Rapporten er et eksempel på modelberegninger af effekter af ændringer i landbrugsdriften på tilførslen af næringsstoffer til overflade og grundvand. Sammenhængen mellem ændringer i tilførsel af næringsstoffer og den økologisk tilstand i overfladevand er beregnet ved hjælp af modeller. I modsætning til tidligere vandmiljøplaner sigter arbejdet på en oplandsorienteret angrebsvinkel i tråd med Vandrammedirektivet, hvor der tages udgangspunkt i miljøtilstanden i vandområderne.

Der er flere grunde til, at Odense Fjord og opland er valgt som eksempel til analyse af sammenhænge mellem landbrugsdrift, næringsstoftilførsel til overfladevand og miljøtilstand. Inden Fase II arbejdet blev igangsat, forelå en hydraulisk model for oplandet, som er udnyttet som udgangspunkt for oplandsmodellen. Der er også opstillet en model for fjorden, som efter udbygning af modellen er anvendt til at forudsige ændringer i den økologiske tilstand som følge af ændringer i tilførslen af kvælstof og fosfor. Derudover findes et særdeles godt datasæt fra overvågningen, som kan anvendes til kalibrering og validering af modellerne. Endelig er Odense Fjord og opland nationalt pilotområde i relation til Vandrammedirektivet, hvilket betyder, at projektet kan drage nytte af en række af de aktiviteter, som allerede foregår i dette opland.

Sammenhæng mellem fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger for miljøtilstand i søer er analyseret i rapporten "Danske søer - fosfortilførsel og opfyldelse af målsætninger", VMP III, Fase II (Søndergaard et al., 2003). De økonomiske konsekvenser af ændringer i landbrugsdriften i Odense Fjords opland er vurderet i rapporten "Omkostninger ved reduktion af næringsstoffetab til vandmiljøet", Forberedelse af VMP III (Jacobsen et al., 2004).

Projektets styregruppe har bestået af Søren S. Kjær, SNS, Pieter Feenstra, FVM, Merete Styczen, DHI, Karl Iver Dahl-Madsen, DHI, Jens Christian Refsgaard, GEUS, Christen Duus Børgesen, DJF, Harley Bundgaard Madsen, Fyns Amt og Kurt Nielsen, DMU (projektleder).

De scenarier for ændringer i landbrugsdriften, som indgår i Modelgruppens beregninger, er fastlagt af VMP III-grupperne vedrørende regionale og generelle virkemidler. Rapporten har ikke været diskuteret i VMP III-grupperne. Projektgruppen takker kolleger for konstruktive forslag og kritik, samt bidrag til rapporten.

[Tom side]

Sammenfatning

Denne rapport er lavet som led i forarbejdet til Vandmiljøplan III (VMP III). Rapporten er en fortsættelse af det arbejde, som den tekniske undergruppe, Miljømodelgruppen gennemførte i foråret 2003.

Rapporten gennemgår et eksempel på, hvordan landbrugsdrift og økologisk tilstand i vandområder kan vurderes i sammenhæng. I rapporten er analyseret virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen, udpegning af risikoområder for fosfor, samt sammenhæng mellem tilførsel af næringsstoffer og økologisk tilstand i Odense Fjord. En grundig beskrivelse af de anvendte modelværktøjer, samt en generel beskrivelse af Odense Fjord og opland findes i rapporten - "Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet", som Miljømodelgruppen tidligere har udarbejdet (Nielsen et al., 2003).

Rapporten indeholder resultater fra de mest omfattende modelberegninger af tab af næringsstoffer fra oplande, som hidtil er foretaget i Danmark. I forbindelse med arbejdet er endvidere udviklet nye modeller for fosfor, som er baseret på data fra det landsdækkende overvågningsprogram, NOVA2003.

Opmærksomheden henledes på, at man ikke umiddelbart kan opskalere resultaterne fra Odense Fjord og opland til hele Danmark, da der kan være meget store forskelle mellem de forskellige vandområder og oplande i Danmark.

Kvælstof

Formålet med kvælstofmodellerne er at beskrive transport og omsætning af kvælstof hele vejen fra planternes rodzone og til fjorden gennem et sammenhængende modelsystem, og anvende modelresultaterne fra oplandsmodellen som input til fjordmodellen.

Daisy-modellen beregner udvaskningen af kvælstof fra rodzonen og sender vand og kvælstof videre til MIKE SHE-modellen. Med MIKE SHE-modellen estimeres vand- og kvælstoftransporten frem til vandløb, grundvandsmagasiner og vådområder, hvorfra transporten frem til Odense Fjord beregnes i MIKE11-modellen. Hensigten med modelopstillingen er at beregne effekten af forskellige virkemidler og dermed forskellige scenarier for reduktion af kvælstoftilførsel til Odense Fjord.

For Odense Fjords opland er der gennemført modelberegninger af scenarier for reduktion af kvælstofudvaskning fra landbrugsjorden. Modelberegningerne giver mulighed for at vurdere effekten af de enkelte virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskningen og reduktion af udledningen til fjorden.

Kalibrering og validering af modeller

Ved opstilling af modeller er det generelt væsentligt, at der foretages en omfattende kalibrering og validering af modellerne, samt en vurdering af usikkerheden på modelresultaterne. Dette har blandt andet af tids- og ressourcemæssige årsager kun i begrænset omfang været muligt med kvælstofmodellerne.

Den foreliggende modelopstilling søger at beskrive de væsentligste strømningsveje og stofomsætningen under vandets passage fra rodzone til vandløb. Det er ikke i den foreliggende modelopstilling sandsynliggjort, at modellen med tilstrækkelig præcision kan beskrive de væsentligste strømningsveje og stofomsætning under vandets passage fra rodzone til vandløb. Det er imidlertid usikkert, i hvilket omfang fjernelsen af kvælstof foregår i henholdsvis grundvandet og vådområder. Modelkomplekset kan ikke modellere vand- og kvælstoftransport med den tidslige nøjagtighed, som er nødvendig for den dynamiske fjordmodel. I scenarieberegningerne for fjorden er derfor valgt at anvende vand- og stofmængder, baseret på estimater fra målestationer korrigeret for tilførsler fra umålte oplande.

Differentieret indsats i oplandet

Den samlede fjernelse af nitrat, beregnet fra bunden af rodzonen på markerne til fjorden, er i Odense Fjords opland vurderet til ca. 60 %. Dette betyder, at som gennemsnit vil under halvdelen af det kvælstof, som udvaskes fra markerne, nå frem til Odense Fjord. Modellen beregner, at der er betydelig forskel i størrelsen af fjernelsen mellem de enkelte deloplande. Partikelbaneanalyser antyder, hvorfra i oplandet der vil ske den største transport af nitrat til dræn og videre til vandløb.

Modelberegninger viser således, at der kan være en gevinst ved at lave en differentieret indsats i oplandet. Modelberegningerne i deres nuværende form er ikke tilstrækkeligt nøjagtige på lokal skala til at udgøre det administrative grundlag for udpegning af sårbare områder på markblokniveau. Dette har i øvrigt heller ikke været et mål med dette projekt.

Effekt af Vandmiljøplan II

Odense Fjord tilføres i dag omkring 2000-2500 tons kvælstof årligt fra punktkilder og diffuse kilder, afhængig af vandafstrømningen i de enkelte år.

Der er med den foreliggende modelopstilling gennemført en beregning af reduktionen i udvaskningen ved fuld gennemførelse af VMP II.

Udvaskningsberegningen er usikker, da der i modellen fejlagtigt anvendes et landstal for gødningstilførslen i stedet for tal for Fyns Amt. Tilførslen af handelsgødning har været større på landsplan end i Fyns Amt, hvilket giver for høj gødningstilførsel tilbage i tiden. Dette betyder, at der for Odense Fjords opland er beregnet for stor reduktionsprocent, når perioden 1998-2001 sammenlignes med perioden, hvor VMP II er fuldt implementeret. Derudover vurderes effekten af mindsket gødningstilførsel på udvaskningen at være overestimeret. Modellen er endvidere ikke opstillet på en måde, som muliggør veri-

fikation af, om modellen er i stand til at beskrive den hidtidige opnåede reduktion i udledningen, bestemt ved målinger i vandløb. På baggrund af ovenstående usikkerheder vurderes det, at den forventede yderligere reduktion i forhold til 1998-2001 af tilførslen af kvælstof til Odense Fjord på 500 tons kvælstof årligt er for høj og værdien er endvidere meget usikkert bestemt.

Partikelbaneanalyser viser, at effekten af ændret udvaskning hurtigt kan spores i vandløbene i oplandet. De første ændringer kan spores i løbet af få måneder, og 3/4 af effekten er opnået inden 2 år.

Effekt af ændret landbrugsdrift

Beregning af effekten af ændringer i landbrugsdriften som følge af enkelte virkemidler er generelt behæftet med stor usikkerhed på grund af følgende: modelberegningerne er foretaget over en relativ kort periode, anvendelsen af handelsgødning er ikke repræsentativ for Fyn og effekten af ændret tilførsel af handelsgødning på udvaskningen vurderes at være i overkanten. Effekten af jordens indhold af kvælstof påvirker sandsynligvis udvaskningen i modelberegningerne i et omfang, som ikke umiddelbart kan vurderes, hvorfor nogle af effekterne kan være korttidseffekter. Kvælstofbalancer vil kunne understøtte fremtidige modelberegninger, ligesom kalibrering af jordpuljer, kalibrering på årlige høstudbytter, samt beregning af længere tidsserier vil kunne forbedre modellen for oplandet. Dertil kommer behov for kalibrering i forhold til målinger i vandløbene i oplandet. Det har af ressourcemæssige årsager ikke været muligt at foretage disse beregninger.

Effekten af de enkelte virkemidler må kun betragtes som størrelsesordener for ændringer i udvaskningen, da beregningerne er relativt usikre, som det fremgår af beregningerne.

Effekt af virkemidler på reduktion af udvaskning på landbrugsarealer.

Virkemiddel	Reduktion i udvaskning tons kvælstof år ⁻¹
Forbedret foderudnyttelse	< 50
5 % forbedret udnyttelse af husdyrgødning	100
10 % forbedret udnyttelse af husdyrgødning	250
Efterafgrøder 4.000 ha + 5.000 ha	< 250
Vådområder (6700 ha)	> 300
Skovrejsning	150
Udtagning af 10.000 dyreenheder	70 –170
Nedsættelse af gødningsnorm med 20 %	<1200

Udgangspunktet for beregningerne af virkemidlernes effekt på udvaskningen, og dermed også transporten af kvælstof til Odense Fjord, er de opstillede scenarier, som Scenariegruppen har opstillet. Disse scenarier svarer til en reduktion af udvaskningen på henholdsvis 417, 785, 1781 tons kvælstof årligt og dermed en mindre tilførsel til Odense Fjord på omkring 300, 600 og 1200 tons kvælstof årligt (Leth-Petersen et al., 2004). De modelbereggede værdier for udvaskningen er henholdsvis 280, 550 og 2100 tons fra rodzonen, og transporten til

fjorden viser til sammenligning reduktioner på 170, 300 og 900 tons kvælstof årligt. De modelberegneede reduktioner for udvaskning og tilførsel af kvælstof til Odense Fjord er meget usikre og vurderes kun at angive størrelsesordenen af reduktionerne.

Grundvand

Grundvandsmagasinerne i Odense Fjords opland består i modellen af tre sandlag, hvoraf det øverste dog kun forekommer lokalt i ca. en fjerdedel af området. Sandlagene ligger under hinanden, adskilt af lerlag, som er forholdsvis svære for vandet at trænge igennem. Set fra et synspunkt om beskyttelse af grundvandet, er den geologiske opbygning meget gunstig, idet en stor del af nitraten fra marker bliver omsat til luftformig kvælstof, inden det trænger ned til de dybereliggende grundvandsmagasiner. Det vil være tilfældet, så lang tid jordens reduktionskapacitet ikke er opbrugt.

På nuværende tidspunkt findes forhøjede nitratkoncentrationer primært i det øverste grundvandsmagasin, hvor den gennemsnitlige nitratkoncentration er 15 mg nitrat l⁻¹ og grænseværdien på 50 mg nitrat l⁻¹ overskrides i ca. 10 % af området. Modelberegningerne antyder, at 90 % af det mellemste magasin ikke indeholder nitrat, samt at der stort set ikke findes nitrat i det nederste grundvandsmagasin.

Modelberegningerne stemmer godt overens med målinger, foretaget i boringer i de to nederste grundvandsmagasiner, mens der næsten ingen observationsdata findes fra det øverste grundvandsmagasin. En reduktion af udvaskningen fra rodzonen kan forventes at slå procentuelt direkte igennem på nitratkoncentrationen i det underliggende grundvand.

Fosfor

Fosfortilførslen fra Odense Fjords opland er i dag omkring 50 tons fosfor pr. år. Tilførslen afhænger dog af variationer i vandafstømningen i de enkelte år. Beregninger tyder på, at udledningen med spildevand fra renseanlæg, industri, regnvandsbetingede udledninger og spredt bebyggelse kan reduceres med omkring 8,2 tons pr. år inden 2012 ved gennemførelsen af spildevandsplaner i Odense Fjords opland i henhold til Fyns Amts regionplan.

Yderligere reduktion i tilførslen af fosfor forudsætter, at tilførslen fra marker mindskes. Landbrugsbidraget fra Odense Fjords opland udgør nu omkring 22-28 tons fosfor pr. år. Landbrugsbidraget er angivet som et interval. Dette skyldes, at landbrugsbidraget er beregnet som en differens mellem den samlede diffuse afstrømning og baggrundsbidraget plus bidraget fra spredt bebyggelse, og at bidraget fra disse kilder er usikkert bestemt.

Fosformodeller

Under projektet er udviklet fosformodeller på grundlag af data fra intensive målestationer i det nationale overvågningsprogram. Modellerne beskriver den forventede fosfortransport og -koncentration ud fra en række oplandskarakteristika, herunder vandafstrømning og afstrømningsmønster. Modellerne er anvendt i Odense Fjords opland

til at sammenligne forventede fosfortab med målte fosfortab. I eet vandløb i oplandet måles langt højere fosfortab end beregnet ud fra modellen. Den forventede transport var ud fra modellen 0,07 kg opløst fosfor pr. ha, mens de målte værdier var omkring 0,32 kg opløst fosfor pr. ha. Dette vandløb afvander et drænet, sandet delopland med høj dyrkningsgrad og stor husdyrtæthed. Det høje, observerede fosfortab kan være udvaskning af fosfor. Den udviklede fosformodel er på nuværende tidspunkt ikke i tilstrækkelig grad i stand til at beskrive dette.

Der må forventes en stigning i fosfortabet fra oplande, såfremt overskudstilførslen ikke ophører. Et stigende fosforindhold i jorden øger jordvandets indhold af fosfor, og dermed øges risikoen for udvaskning af fosfor. (Rubæk et al., 2003).

Fosforindeks

Fosforindeks er et kvalitativt redskab til at lokalisere områder med stort fosfortab. I forbindelse med dette projekt er der med udgangspunkt i en amerikansk fosforindeks-model udviklet en første generation af et dansk fosforindeks. Indekset kan anvendes til at lokalisere de marker, hvor der er størst risiko for fosfortab. Det amerikanske fosforindeks er modificeret til danske forhold, fordi det amerikanske indeks ikke tager højde for udvaskning og kun i ringe grad inddrager drænafstrømning, som er vist at kunne være en meget betydende transportvej for fosfortab under danske forhold. Indekset opsættes på markblokniveau og benytter sig af en ny, detaljeret højdemodel. Indekset viser en signifikant korrelation ($p < 0,001$) med tabet af fosfor på oplandsniveau. Redskabet kan anvendes til en første udpegning af de marker, der udgør den største risiko for at bidrage til fosfortab til overfladevand. Resultaterne tyder på, at fosforindekset kan blive et anvendeligt værktøj. Der er dog behov for et betydeligt udviklingsarbejde, omfattende ikke mindst betydningen af landbrugsdominerede sandjordsoplande med udvaskningsrisiko. Inden indekset bliver mere generelt operationelt, skal viden om følgende inddrages: udvaskning i forskellige typer oplande, transport via makroporer, fosforstatus i de enkelte marker, bidrag fra brinkerrosion, samt andre tabsprocesser. Det er endvidere afgørende, at indekset testes mod målinger i forskellige typer oplande og på mark- og drænoplandsniveau.

Fosfortabet fra landbrugsjorden afhænger dels af landbrugsjordens fosforindhold og dels af, om transportvejene frem mod vandløbene er "åbne". Hvis landbrugsjorden har et højt fosforindhold, vil dette både øge risikoen for et større fosfortab via erosion og for udvaskning. En fortsat ophobning af fosfor i landbrugsjorden vil øge risikoen for, at jorden ikke fortsat kan binde fosfor i samme grad, og at man hermed vil få en øget udvaskning. Det generelle virkemiddel er fosforbalance, så denne ophobning stoppes. På jorde med højt fosforstatus i specielle risikoområder mht. både udvaskning og erosion kan der være behov for negativ balance.

Fosformodeller og -indeks kan anvendes til at lokalisere oplande og marker, hvor der er risiko for et stort fosfortab. Erosionsbidrag kan reduceres hurtigt, mens mindskning af risikoen for udvaskning tager lang tid på grund af jordens store fosforpulje.

Fosforbalancer

Fosforbalancer angiver, om tilførslen af fosfor med gødning overstiger fjernelsen med afgrøder. Fosforbalancer er opstillet for deloplände i Odense Fjords opland. Resultaterne viser, at der i 2001 var et årligt fosforoverskud på 8,1 kg fosfor pr. ha i Odense Fjords opland, hvilket stort set svarer til handelsgødningsforbruget på 7,1 kg fosfor pr. ha. Til sammenligning var overskuddet 9,0 kg fosfor pr. ha i gennemsnit for Fyns Amt. Beregningerne viser også, at fosforbalancen for en række deloplände varierede mellem 0 og 13,8 kg fosfor pr. ha årligt. Den store variation er korreleret til variationer i husdyrtæthed, idet de tilsvarende tilførsler af fosfor med husdyrgødning udgør henholdsvis 15,3 og 27,2 kg fosfor pr. ha. Fosforoverskuddet er sandsynligvis lavere i 2003 end i 2001 på grund af lavere forbrug af handelsgødning og anvendelse af fytase i foder på bedrifter med slagtesvin. En stigning i antallet af husdyr vil alt andet lige øge fosforoverskuddet.

Fosfor og søer

Fosfor er af afgørende betydning for de fleste søers miljøtilstand. En analyse af sammenhænge mellem tilførsel af fosfor og opfyldelse af målsætningerne i de 27 NOVA-overvågningssøer viser, at der er behov for en væsentlig reduktion af fosfortilførslen til fleste søer, hvis såvel de gældende målsætninger som de kommende målsætninger under Vandrammedirektivet skal opfyldes. For de fleste søers vedkommende vil en forbedring af tilstanden forudsætte, at landbrugsbidraget mindskes, idet forbedringer som følge af mindre bidrag fra spredt bebyggelse og spildevand ikke alene kan bringe søerne i en god miljøtilstand (Søndergaard et al., 2003).

Fjordmodel

Tilførslen af næringsstoffer fra oplandet er af afgørende betydning for den økologiske kvalitet i Odense Fjord. Tilførslen af vandmængden til Odense Fjord, der er anvendt til fjordmodelleringen, er den vandmængde, der er målt på målestationer i vandløb tillagt en estimeret vandmængde fra det umålte opland. Det har ikke været muligt at anvende modeloutput fra Daisy/MIKE SHE som input til fjordmodellen, da Daisy/MIKE SHE-modellen ikke kunne beskrive sæsonvariationen tilfredsstillende. Tilførslen af kvælstof og fosfor, som er anvendt som input til fjordmodellen, er baseret på de tilførsler, der er målt i 2000. Både kvælstof og fosfor indgår i fjordmodellen, da begge næringsstoffer kan være begrænsende for planteproduktionen og dermed have afgørende indflydelse på fjordens økologiske tilstand. Flere kombinationer af kvælstof- og fosfortilførsel er anvendt til beregning af Odense Fjords økologiske tilstand.

Table 8.2 Scenarier for reduktioner i tilførslen af kvælstof og fosfor til Odense Fjord.

Scenarie (2000 klima)	N-belastning	P-belastning
1. Aktuell belastning 2000	2233 t TN	50 t TP
2. VMP II – usikkert skøn	1500 t TN	50 t TP *
3. Yderligere reduktion i kvælstofbelastning	1000 t TN	50 t TP
4. Yderligere reduktion i fosforbelastning	1500 t TN	20 t TP
5. Yderligere reduktion i såvel kvælstof og fosfor	1000 t TN	20 t TP
6. Naturbelastning med Fynsværket	238 t TN	7,6 t TP
7. Naturbelastning (uden Fynsværk)	238 t TN	7,6 t TP

* I VMP II-scenariet er det forudsat, at fosfortilførslen ikke ændres. Denne forudsætning vil ikke blive opfyldt, hvis der fortsat tilføres mere fosfor til landbrugsjorden, end der fjernes, hvorved der er en øget risiko for udvaskning af fosfor.

Disse kombinationer af kvælstof- og fosfortilførsler til Odense Fjord er valgt således, at de giver den største sikkerhed for, at de økologiske effekter af hele variationen i tilførslen af både kvælstof og fosfor er beskrevet bedst muligt inden for de givne ressourcer. Scenariet for VMP II er fastsat, inden modelberegningerne var gennemført og angiver en lavere værdi for kvælstoftilførslen, end beregningerne i oplandsmodellerne tyder på.

Der er betydelig usikkerhed om tilførslen af næringsstoffer i referencetilstanden. Det er derfor valgt at arbejde med et interval inden for hvilken, referencetilstanden vil ligge. Afhængig af valget af metode varierer tilførslen af næringsstoffer ved referencetilstand med en faktor 2-3. De gennemførte modelberegninger med de lave koncentrationer for tilførsel af kvælstof og fosfor er henholdsvis 238 tons kvælstof årligt og 7,6 tons fosfor årligt.

Fjordmodellen beregner i modsætning til de hidtidige modelberegninger også de samvirkende effekter af ændringer i tilførslen af både kvælstof og fosfor. Resultaterne viser, at kvælstof har afgørende betydning for mængden af søsalat i Inderfjorden. En markant reduktion i mængden af søsalat i den indre del af Odense Fjord forudsætter, at tilførslen af kvælstof reduceres med omkring 2/3 i forhold til belastningen i år 2000. Både kvælstof og fosfor er af stor betydning for miljøtilstanden i Yderfjorden. Mængden af planteplankton kan reduceres ved at reducere tilførslen af både kvælstof og fosfor. Beregningerne angiver, at ved reduktion af tilførslen af kvælstof til 1000 – 1500 tons årligt vil mængden af planteplankton kun blive reduceret med omkring 10 %, afhængig af tilførslen af fosfor i Yderfjorden. Modelens usikkerhed er størst ved lave tilførsler af næringsstoffer, hvor der forventes større ændringer i fjordens biologiske struktur.

Ingen af de scenarier, hvor tilførslen af næringsstoffer er langt højere end i referencetilstanden, giver en økologisk tilstand i fjorden, som ligger i nærheden af en økologisk referencetilstand. I disse modelberegninger er som tidligere nævnt anvendt den lave referenceværdi.

Konklusioner og anbefalinger

På trods af de meget omfattende modelberegninger, som er gennemført under projektet, er det ikke lykkedes af opnå en sammenhængende modelberegning for kvælstof fra markens rodzone til de økologiske effekter i fjorden. Oplandsmodellen (Daisy/MIKE SHE) for kvælstof kan ikke simulere transportens variationen i løbet af sæsonen og for det enkelte år, men den er derimod i stand til at beskrive vandtransporten over en årrække. Beregningen af vand- og kvælstoftransporten har ikke været tilfredsstillende i forhold til behovet i fjordmodellen. Koblingen mellem Daisy/MIKE SHE kan forbedres og derved øge modellens beskrivelse af variationen, samt modellens sikkerhed. Der er behov for at kunne kalibrere oplandsmodellen mere detaljeret.

Arbejdet med fosformodeller og fosforindex viser, at der er behov for udvikling af operationelle redskaber til kortlægning af risikoområder for både udvaskning og erosion af fosfor fra marker.

Fjordmodellens beregninger af effekten af ændret tilførsel af næringsstoffer til Odense Fjord viser, at der skal foretages meget store reduktioner i tilførslen af næringsstoffer til fjorden, hvis tilstanden skal forbedres markant. Der er behov for at kunne forbedre modelbeskrivelsen af samspillet mellem næringsstoffer i havbunden og planternes vækst.

Modelberegningerne viser, at både kvælstof og fosfor skal reduceres markant, hvis miljøtilstanden i Odense Fjord skal forbedres. En væsentlig reduktion af fosfortilførslen vil også omfatte en reduktion af det nuværende landbrugsbidrag, samt forhindre øget udvaskning af fosfor. Med forbehold for de beskrevne usikkerheder i kvælstofmodellen kan konkluderes, at de mest effektive virkemidler er nedsættelse af gødningsnorm, bedre udnyttelse af husdyrgødning, efterafgrøder, samt udtagning af arealer til skovrejsning. Beregningerne af effekten af etablering af vådområder er meget usikre og sandsynligvis væsentligt underestimeret.

1 Indledning

Det overordnede formål med projektet er via modeller at analysere, hvilke ændringer i landbrugsdriften, der mest effektivt kan reducere udledningen af næringsstoffer fra det åbne land, og i hvilket omfang ændringer i tilførslen af næringsstoffer ændrer den økologiske kvalitet i vandområder.

Det er vigtigt at kende sammenhængen mellem kilder, transportveje og miljøeffekt, når man mest effektivt skal sætte ind for at begrænse tabet af næringsstoffer fra marker. Gennem modellernes scenarieberegninger vurderes ændringerne kvantitativt i den udstrækning, det er muligt med det nuværende videngrundlag.

Det er meget ressourcekrævende at opstille detaljerede modeller for store områder, hvorfor projektet tager udgangspunkt i Odense Fjord og opland, hvor der allerede eksisterer opsatte empiriske og procesorienterede oplandsmodeller for kvælstof. Der findes ikke tilsvarende oplandsmodeller for fosfor. For Odense Fjord er opstillet en dynamisk model, hvori effekten af både kvælstof og fosfor indgår.

Rapporten omhandler både en analyse af kvælstof- og fosfortab fra oplandet. Da der nødvendigvis må anvendes forskellige redskaber til analyse af kvælstof- og fosfortab, er oplandsanalyserne opdelt i kapitler om henholdsvis kvælstof og fosfor.

Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen beregnes ved hjælp af procesmodellen Daisy, mens transporten af kvælstof fra rodzonen gennem grundvand, dræn og vandløb beregnes med MIKE SHE. Den videre transport i vådområder og vandløb er beregnet med MIKE 11 modellen. En nærmere beskrivelse af modellerne findes i Modelgruppens Fase I rapport (Nielsen et al., 2003). Modellerne er opstillet på baggrund af overvågningsdata, hvorfor modellerne er kalibreret under de nuværende driftsforhold i landbruget.

Fosfordynamikken i jorden er anderledes end kvælstofdynamikken. Her er der i høj grad en kombination af et højt fosforindhold i jorden, kombineret med effektive transportveje, som er bestemmende for tabet. Transportvejene kan være overfladisk transport, nedvaskning til dræn eller udvaskning af fosfat. Da processerne er vanskelige at beskrive kvantitativt, kan der ikke opstilles procesorienterede modeller. Fosfortabet beregnes derfor ved hjælp af empiriske modeller og indeksering af tabsrisikoen.

Effekten af en række driftsændringer i landbruget er beregnet og sammenlignet med de overslagsmæssige beregninger, som tidligere er foretaget i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III (4-Petersen et al., 2003). Effekten ved fuld implementering af Vandmiljøplan II (VMP II), som er udgangspunktet for yderligere indsats under Vandmiljøplan III (VMP III) med hensyn til udvaskning af kvælstof, er foretaget på et forbedret grundlag for Odense Fjords opland.

Scenarierne er beregnet for både effekten af de enkelte virkemidler på udvaskningen af kvælstof fra markerne og effekten på transporten til Odense Fjord. Fjordmodellen er så i stand til at vurdere de økologiske ændringer i Odense Fjord kvantitativt. Da der ikke eksisterer tilsvarende sammenhænge mellem landbrugsdrift og tab af fosfor, er fosfortabet ikke analyseret i forhold til bedriftstyper i landbruget. Ud fra en detaljeret analyse af transportveje og tabsrater er potentialet for reduktion af fosfortab for Odense Fjords opland vurderet.

Resultaterne fra Odense Fjords opland kan ikke umiddelbart overføres til hele Danmark, men derimod tjene som eksempel på, i hvilket omfang miljøtilstanden forbedres som følge af forskellige typer virkemidler. Rapporten giver også forslag til, hvordan ændringer i arealanvendelsen inden for et opland har betydning for udvaskningen af næringsstoffer til grundvand og overfladevand. Når resultaterne ikke direkte kan overføres til andre oplande, skyldes det, at en række faktorer, som bl.a. landbrugsstruktur, jordbundsforhold og nedbør/afstrømning, varierer fra opland til opland.

2 Beskrivelse af Odense Fjord og opland

Stig Eggert Pedersen og Ole Jørgensen

I dette kapitel er Odense Fjord og opland kort beskrevet, mens en mere detaljeret beskrivelse findes i rapporten "Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet" (Nielsen et al. 2003).

Landskab og jordtyper i oplandet til fjorden

Oplandet til Odense Fjord udgør ca. 1.046 km² og inkluderer ca. 1.100 km åbne vandløb samt 2.600 søer og vandhuller (>100 m²). Odense Å er det største vandløb, der afvander til fjorden. 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 sandblandet ler dækker ca. 49 % af arealet.

Arealanvendelse

Ligesom i det øvrige Danmark er arealanvendelsen i oplandet domineret af den landbrugsmæssige udnyttelse af jorden (figur 2.1). Således udgør landbrugsjorden 68 % af oplandet. Den resterende del af arealet omfatter ca. 16 % byområder og 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.

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.

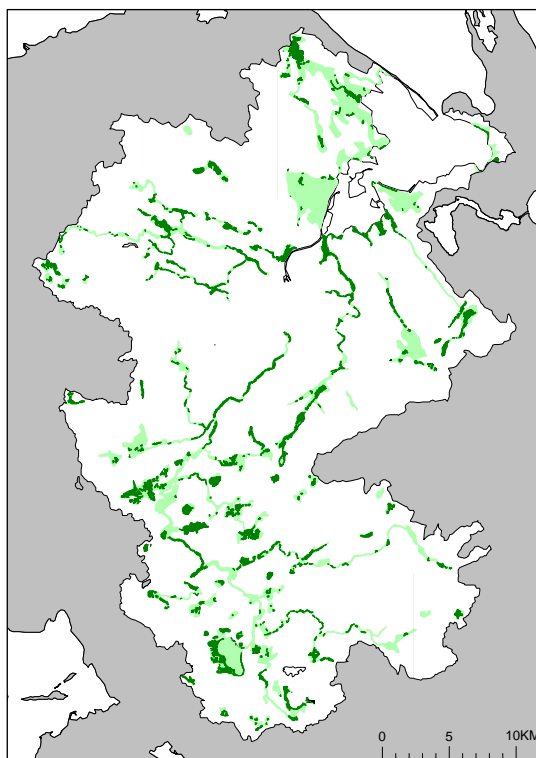
Landbrugsforhold

Der var i år 2000 registreret ca. 1.870 landbrugsejendomme i oplandet til Odense Fjord, heraf ca. 960 husdyrbrug. Husdyrproduktionen i oplandet omfatter ca. 60.000 dyreenheder, fordelt på 59 % svin, 37 % kvæg og 4 % anden husdyrproduktion. »Husdyrtrykket« er på gennemsnitligt 0,9 dyreenheder pr. hektar landbrugsjord, svarende til landsgennemsnittet. Husdyrproduktionen er samlet set steget de senere år, dækkende over et fald inden for kvægsektoren og en kraftig stigning inden for svinesektoren. Ud fra indkomne ansøgninger til amtet om udvidelser af husdyrproduktionen vurderes det, at husdyrproduktionen fortsat vil stige de kommende år. Der er således i perioden år 2000 til medio år 2003 givet tilladelse til, at husdyrproduktionen i oplandet kan øges med 17 %. Odense Fjord oplandet har

en forholdsvis høj koncentration af gartnerier, hvis areal udgør ca. 3 % af landbrugsarealet.

Årtiers indsats med landvinding, afvanding af ådale og vådområder samt dræning har betydet, at den naturlige selvrensningsevne i Odense Fjord oplandet er reduceret betydeligt. I oplandet til Odense Fjord er 72 % af de større eng- og mosearealer forsvundet og overgået til dyrkningsjord i løbet af de sidste 100 år (figur 2.1).

Figur 2.1 Udbredelsen af eng- og mosearealer i oplandet til Odense Fjord henholdsvis år 1890 (lyse- og mørkegrøn) og år 1992 (mørkegrøn).



Natur 1890 (lys+mørk) og 1992 (mørk)

Fjordens karakteristika

Odense Fjord er en lavvandet fjord med et vanddækket areal på ca. 65 km² (figur 2.2). 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.

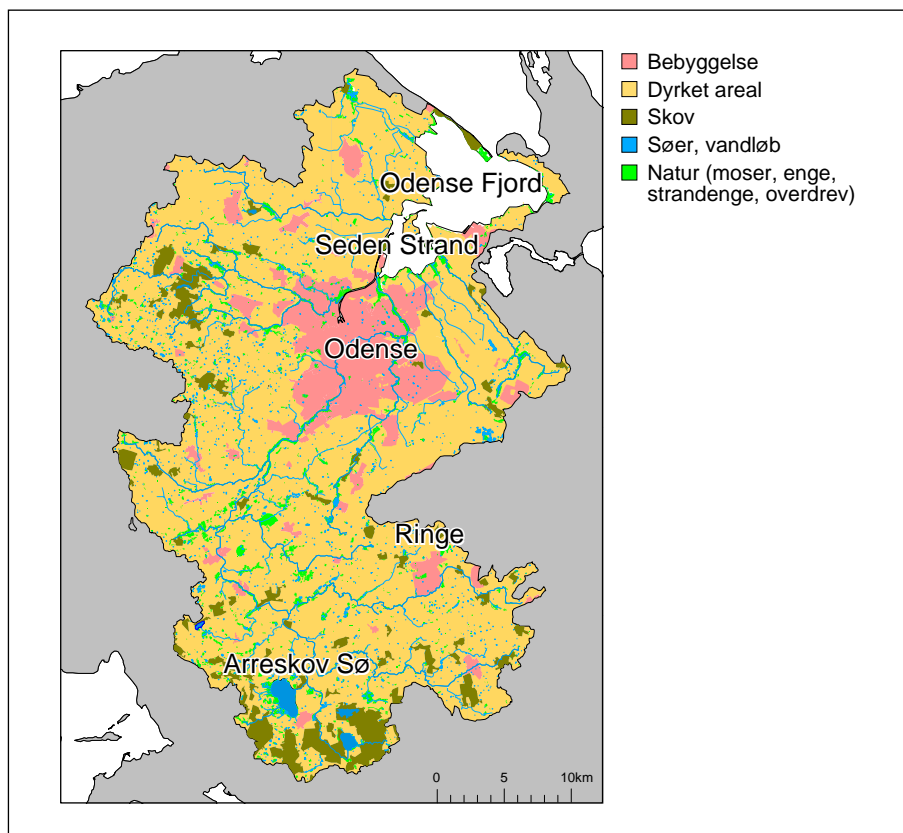
Målsætninger, miljøtilstand og påvirkningsfaktorer

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 forpligtelse til at bevare og forbedre naturtyper som »større lavvandede bugter og vige« samt »mudder- og sandflader der blottes ved ebbe«.

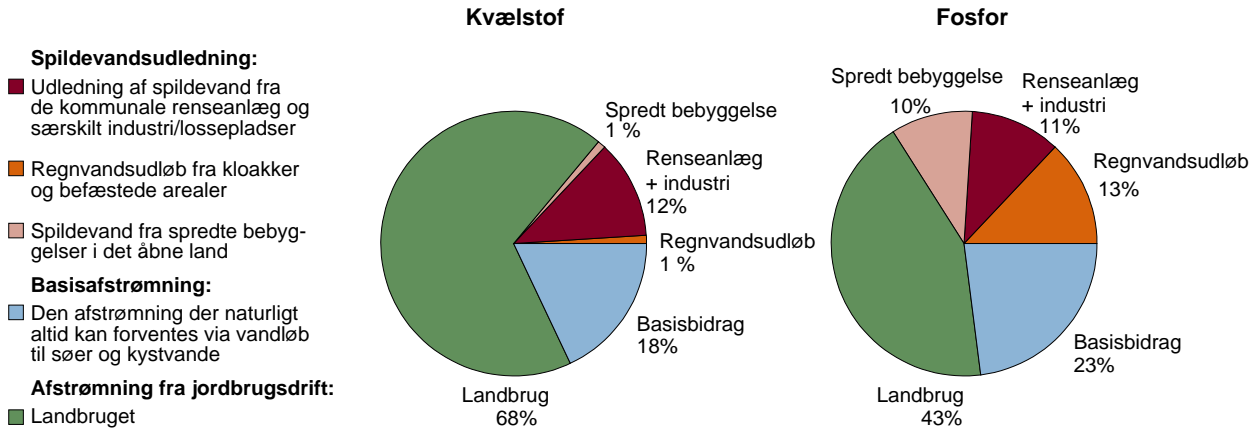
Figur 2.2 Arealanvendelse i oplandet til Odense Fjord 1992.



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 næringsstokoncentrationer, 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).

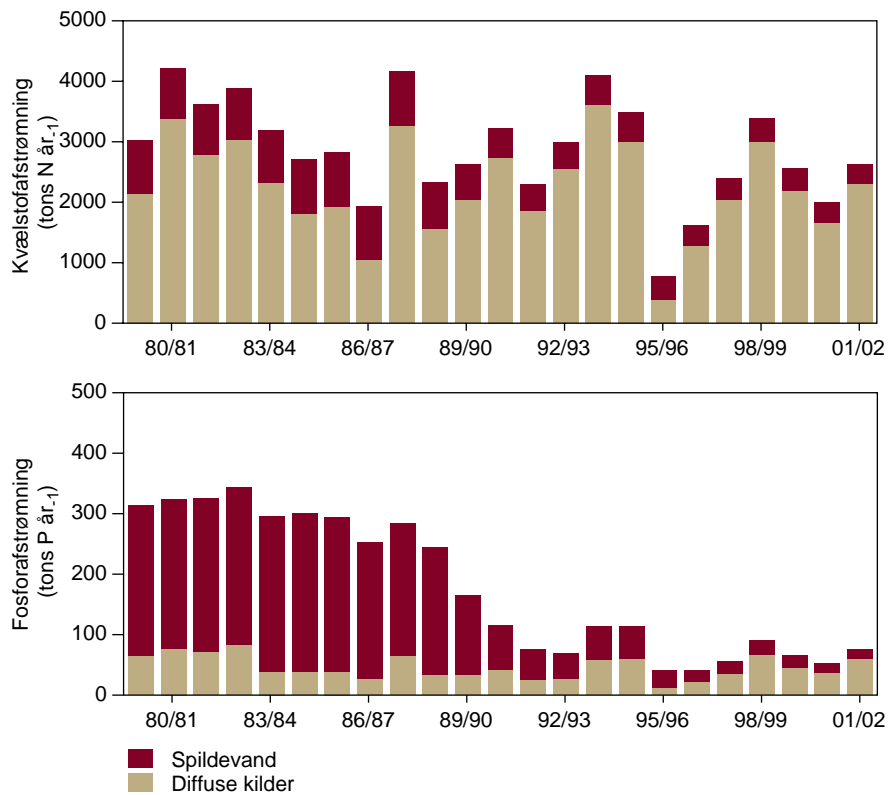
Fjordens miljøtilstand er påvirket af tilledningen af forurenende stoffer (næringsstofferne fosfor og kvælstof samt miljøfremmede stoffer). Kilderne hertil er husholdninger, industri, landbrug i oplandet, nedfald fra luften, samt aktiviteter i selve fjorden (skibsfart, fiskeri mv.).

Opgjort ud fra et afstrømningsmæssigt normalår tilføres der i dag gennemsnitligt omkring 2.000 tons kvælstof og 50 tons fosfor til Odense Fjord fra oplandet årligt, svarende til 19 kg kvælstof og 0,5 kg fosfor pr. hektar opland (vandbåret). Set på årsbasis er denne vandbårne belastning altdominerende, men i sommermånederne kan den luftbårne kvælstofbelastning være af en vis betydning.



Figur 2.3 Kilderne til den vandbårne næringsstofbelastning af Odense Fjord. Årsgennemsnit 1998/99 – 2001/02.

Figur 2.4 Næringsstofafstrømningen til Odense Fjord 1979/80-2001/02.



Ser man på kilderne til næringsstofbelastningen af Odense Fjord fra oplandet (figur 2.3), er omkring 80 % af såvel kvælstof- som fosfortilførslen kulturbetinget. Af kvælstoftilførsel til fjorden er 68 % landbrugsbetinget. Ca. 43 % af fosfortilførslen er i dag landbrugsbetinget. En fortsat overgødsning 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, når man korrigerer for år til år variationer i vandafstrøm-

ningen. Transporten af kvælstof og fosfor er ikke korrigeret for variationer i afstrømningen i figur 2.4.

Basisbidraget eller baggrundsbidraget kan beregnes på flere måder, hvilket har indflydelse på størrelsen af baggrundsbidraget. Baggrundsbidraget kan enten beregnes ud fra koncentrationen af næringsstoffer i vandløbet (mg/l – vandføringsvægtet koncentration) eller den samlede tilførsel fra naturolandet angivet areal (kg pr. ha).

Afhængig af beregningsmetoden varierer baggrundsbidraget for Odense Fjords opland med omkring en faktor 2-3 for både fosfor og kvælstof (Windolf, 2003), hvor de højeste værdier fremkommer ved at beregne baggrundsbidraget ud fra den vandføringsvægtede koncentration af næringsstoffer. Den "sande" værdi ligger sandsynligvis imellem de værdier, som opnås ved de to metoder. Det er imidlertid ikke muligt at beregne baggrundsbidraget, og dermed også landbrugsbidraget, mere nøjagtigt på nuværende tidspunkt. I figur 2.4 er baggrundsbidraget beregnet med den metode, som giver den højeste værdi, hvilket betyder, at landbrugsbidraget sandsynligvis er større end angivet i beregningerne. I den øvrige del af rapporten er typisk anvendt et interval for referencetilstanden på grund af den store usikkerhed ved fastsættelse af næringsstofkoncentrationer ved referencetilstand.

[Tom side]

3 Scenarier for reduktion af kvælstof og fosfor

Kurt Nielsen og Jørgen Windolf

Dette kapitel giver en oversigt over de ændringer i tilførslen af næringsstoffer fra Odense Fjords opland, som er valgt som regneeksempler eller scenarier for fremtidig påvirkning af Odense Fjord. Dernæst er den økologiske tilstand i fjorden beregnet for forskellige kombinationer af tilførsel af både kvælstof og fosfor.

De scenarier, som skal beregne sammenhængene mellem virkemidler i landbrugsdrift, udvaskning og tilførsel af næringsstoffer til Odense Fjord, er opstillet af den tekniske undergruppe vedrørende scenarier under VMP III og efterfølgende diskuteret i VMP III grupperne vedrørende regionale og generelle virkemidler (Leth-Petersen et al., 2004).

Scenarier for kvælstof omfatter virkemidler som følge af ændringer i landbrugsdriften. For fosfor er det p.t. for usikkert at relatere reduktioner direkte til landbrugsdriften. Odense Fjord tilføres også kvælstof og fosfor, som udledes med spildevandet i fjordens opland. Ud fra blandt andet gældende spildevandsplaner er det vurderet i hvilket omfang, udledningen af næringsstoffer fra rensningsanlæg, regnvandsbetingede udledninger, industri og spredt bebyggelse vil kunne reduceres i forhold til udledningerne i år 2000 (tabel 3.1), (Fyns Amt, 2003).

Størrelsesordenen for reduktion af kvælstof fra spildevand er 111 tons pr. år ud af en årlig samlet aktuel tilførsel på omkring 2000 - 2500 tons til Odense Fjord. Tilførslen af fosfor kan mindskes med omkring 8,2 tons af den nuværende tilførsel til Odense Fjord på 50 tons pr. år (tabel 3.1).

Kvælstof

I beregningerne forudsættes, at VMP II er fuldt implementeret, og reduktionerne i VMP III-scenarierne skal derfor lægges oven i reduktionen af tilførslen af kvælstof som følge af VMP II.

Tabel 3.1 Udledning af spildevand i år 2000 og forventet samlet reduktion i udledningen af kvælstof og fosfor til overfladevand ved gennemførelse af spildevandsplanerne i Odense Fjords opland i overensstemmelse med amtets regionplan.

Spildevand i opland	Kvælstof udledt t år ⁻¹		Kvælstof Reduktion t år ⁻¹ (%)	Fosfor udledt t år ⁻¹		Fosfor Reduktion t år ⁻¹ (%)
	2000	<2012		2000	<2012	
Renseanlæg	167	165	2 (1%)	6,1	5,6	0,5 (8%)
Industri	164	66	98 (60%)	2	0,8	1,2 (60%)
Regnvandsbetingede udledninger	27	25	2 (7%)	7,5	4,3	3,2 (42%)
Spredt bebyggelse	37	28	9 (23%)	8,6	5,3	3,3 (37%)
Total spildevand	395	284	111 (28%)	24,2	16,0	8,2 (33%)

Modelberegningerne vurderer de skøn over de enkelte virkemidlers effekt på udvaskningen af kvælstof, som Scenariegruppen har foretaget for Odense Fjords opland (tabel 3.2). Beregningerne kan endvidere vurdere effekten af den samlede reduktion i udvaskning på tilførslen af kvælstof til Odense Fjord. Der er opstillet følgende tre scenarier for reduktion af kvælstoftilførslen til Odense Fjord: 300, 600 og 1.200 tons kvælstof pr. år.

Når effekten af de enkelte virkemidler i tabel 3.2 efterfølgende skal modelberegnes, er der en række valg, som skal træffes, inden beregningerne kan igangsættes. Udvasningen af kvælstof er beregnet således, at effekten af de enkelte virkemidler kan vurderes samtidig med, at den samlede reduktion i kvælstoftilførsel til Odense Fjord kan beregnes. Dette er nødvendigt både af hensyn til analyse af miljøeffekten og beregning af økonomiske konsekvenser.

Af ressourcemæssige årsager har det imidlertid været nødvendigt at foretage beregninger af udvaskningen ved forbedret foderudnyttelse, øget krav til udnyttelse af husdyrgødning og målrettet anvendelse af efterafgrøder i følgende rækkefølge:

- 1) forbedret foderudnyttelse
- 2) krav til 5 % øget udnyttelse af husdyrgødning
- 3) krav til 5 % øget udnyttelse af husdyrgødning + målrettede efterafgrøder på 4.500 ha
- 4) krav til 10 % øget udnyttelse af husdyrgødning

Tabel 3.2 Skøn over potentiale for reduktion af udvaskning og tilførsel af kvælstof til Odense Fjord fra diffuse kilder ved de kombinationer af virkemidler, som er defineret af Scenariegruppen (Leth-Petersen, 2004).

Virkemiddel	Scenarie I areal ha	Scenarie I red. udvask. t år ⁻¹	Scenarie II areal ha	Scenarie II red. udvask. t år ⁻¹	Scenarie III areal ha	Scenarie III red. udvask. t år ⁻¹
Foderudnyttelse		34		34		34
5 % (point) skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødning		105				
10 % (point) skærpet krav til udnyttelse af husdyrgødning				210		210
Målretning af 6% efterafgrøder til arealer som modtager husdyrgødning (12 kg N ha ⁻¹)	4000	48	4000	48	4000	48
Yderligere målretning af efterafgrøder på husdyrbrug (37 kg N ha ⁻¹)					5000	185
Udtagning af arealer i ådale (100 kg N ha ⁻¹)	1500	150	2000	200	2000	200
Udtagning af arealer til skovrejsning (50 kg N ha ⁻¹)	1000	50	2500	125	5000	250
Nedsat N-norm med 20 %						550
SFL-områder (30 kg N ha ⁻¹)	1000	30	2000	60	1000	30
Økologisk jordbrug – yderligere 5000 ha og 28 kg N ha ⁻¹			2500	70	5000	140
Reduceret husdyrhold med 10.0000 DE (9,6 kg N DE ⁻¹)						96
Forsuring af gylle i 20 % af de gyllebaserede kvæg- og svinestalde						
Bioafgasning af yderligere 20 % af gyllen				38		38
Nedfældning af yderligere 20 % af gyllen						
I alt – udvaskning		417		785		1781
Reduktion af tilførsel til Odense Fjord (40 % retention) i tons år		275-300		550-600		1100-1200

- 5) krav til 10 % øget udnyttelse af husdyrgødning + målrettede efterafgrøder på yderligere 3000 ha

For de virkemidler (20 % nedsættelse af gødningsnorm, 10.000 færre husdyr samt afgifter) , som må antages at medføre betydelige ændringer i landbrugsdriften i form af ændringer i afgrøder og sædskifter, har den tekniske undergruppe for økonomimodeller givet deres vurdering af de forventede ændringer. Økonomimodelgruppens vurderinger er anvendt som grundlag for de scenarier, hvor følgende virkemidler indgår: 20 % ændring af gødningsnormerne, reduktion i husdyrhold på 10.000 dyreenheder, samt effekten af afgifter. Ovenstående beregninger, som udføres med Daisy-modellen, giver også en beregning af virkemidlernes indflydelse på udbyttet.

De arealrelaterede virkemidler, som skovrejsning, etablering af vådområder og særligt følsomme landbrugsområder (SFL-områder), er indbygget i modellen således, at de generelt ligger inden for de områder, som Fyns Amt har udpeget. Med hensyn til skovrejsning er disse områder geografisk placeret for at beskytte grundvandet. Samme placering af skoven er anvendt af økonomigruppen i deres beregninger.

De teknologiske virkemidler, som er forsuring, bioafgasning og nedfældning af gyllen, kan ikke kvantificeres yderligere i forhold til Scenariegruppens rapport, hvorfor disse skøn anvendes i scenarierne for Odense Fjord.

En nærmere beskrivelse af, hvordan de enkelte virkemidler er implementeret i modelberegningerne, fremgår af kapitel 4.

Fosfor

På nuværende tidspunkt findes ikke modeller, som kan beskrive sammenhænge mellem landbrugets driftsformer og tilførslen af fosfor fra de pågældende arealer. Derfor kan der ikke opstilles kvantitative sammenhænge mellem virkemidler i landbrugsdriften og reduktion i tilførslen af fosfor til Odense Fjord.

De valgte scenarier for fjordmodellen, hvor tilførslen af fosfor fra oplandet er mindsket, er derfor fastsat ud fra et arbitrært mål for væsentlige ændringer i tilførslen fra diffuse kilder, samt vedtagne planer om forbedret spildevandsrensning i Odense Fjords opland. De valgte scenarier er den nuværende tilførsel på 50 tons pr. år, 20 tons pr. år, samt 7,6 tons pr. år. Sidstnævnte scenarie svarer til den laveste værdi for en referencetilstand.

Fosforbidraget fra spildevand er relativt stort i Odense Fjords opland på grund af spildevandsudledningen fra Odense by. Af den samlede nuværende tilførsel til Odense Fjord kommer 24 % fra rensningsanlæg og regnvandsbetingede udledninger, mens spredt bebyggelse bidrager med 10 %. De planlagte foranstaltninger til at nedbringe fosforbelastningen er vurderet til 8,2 tons pr. år.

Ved analysen af Odense Fjords opland er vurderet, om fosforbelastningen på landbrugsjorden varierer inden for oplandet, idet fosfor-

overskuddet er beregnet for samtlige deloplande. Denne analyse giver en indikation af variationen mellem de enkelte deloplande.

Data fra en række målestationer, hvor fosfor er blevet målt meget intensivt i det nationale overvågningsprogram, er endvidere blevet anvendt til at vurdere sammenhænge mellem fosfortransport og karakteristika for de pågældende oplande. Empiriske modeller er opstillet på baggrund af data fra de intensive målestationer, og modellerne er anvendt til at kvantificere og forklare forskelle i transporten af fosfor fra de enkelte deloplande i Odense Fjords opland.

Ved hjælp af en ny og mere detaljeret højdemodel er udpeget risikoområder for erosion af fosfor på markblokniveau inden for hele oplandet. Et nyt indeks, som rangordner disse risikoområder, er med bistand fra udenlandske forskere udviklet ud fra udenlandske indices. Indekset indeholder ikke fosforbidrag fra vandløbsbrinker, selv om disse kan bidrage med fosfor. Ud fra det danske index er der en foreløbig indikation af, hvor risikoområder for erosion og udvaskning findes i oplandet.

Fjordmodellen

Det har ikke været muligt at anvende de modelberegne vand- og kvælstoftransporter fra oplandet til at belyse effekten af de forskellige scenarier. Det er nemlig ikke lykkedes med det valgte model-set up at opnå tilstrækkeligt gode simuleringer af de målte vand- og kvælstoftransporter på de vandløbsstationer, hvor disse transportere er målt. Specielt vanskeligt har det været at modellere sæsonvariationen i tilførslerne med tilstrækkelig præcision. Da fjordmodellen imidlertid forudsætter, at der foreligger daglige vand- og stoftilførsler, har det været nødvendigt at anvende en anden metode. Udgangspunktet for scenariosimuleringerne med fjordmodellen har således været de målte vand- og stoftilførsler i år 2000, samt et estimat for vand- og stoftilførslerne fra den del af fjordens opland, der ikke er dækket af målestationer i vandløb i 2000. I dette umålte opland er måledata fra alle spildevandskilder inddraget. Den diffuse vandafstrømning fra umålt opland er beregnet ved simpel arealproportionering til de målte vandløbsoplande, mens den diffuse kvælstofafstrømning er beregnet ud fra sammenhænge mellem vandføring og kvælstofkoncentrationer i de målte vandløb. Herved er for år 2000 beregnet den samlede daglige tilførsel af vand og kvælstof til Odense Fjord. Fosforafstrømningen fra det umålte opland er beregnet ud fra spildevandsudledningerne i det umålte opland, tillagt en diffus fosforafstrømning. Sidstnævnte beregnes ud fra intensive måledata i Odense Å, Kratholm, idet de målte koncentrationer her er antaget at være gældende for den diffuse vandafstrømning i det umålte opland. Herved er der også for fosfor beregnet totale daglige tilførsler til Odense Fjord.

Scenarie for fjordmodellen er baseret på klimaforhold i 2000, hvilket er samme år som oplandsmodellerne. Scenarierne for fjordmodellen er ikke sammenfaldende med scenarierne for oplandet, da modelberegningerne i fjordmodellen er valgt således, at de giver den største sikkerhed for, at de økologiske effekter af hele variationen i tilførslen af både kvælstof og fosfor beskrives bedst muligt. Det valgte "VMP

II-scenarie” er baseret på et skøn, da beregninger fra oplandsmodellen ikke forelå.

Det er for scenarierne i tabel 3.3 antaget, at den relative sæsonvariation i vand- og stoftilførsler har været som aktuelt opgjort for år 2000. De anførte årlige scenarietilførsler er således beregnet ved en simpel proportionalitetsberegning på data fra år 2000.

Fjordmodellen kan, i modsætning til de hidtidige modelberegninger, også vurdere de samvirkende effekter af ændringer i tilførslen af både kvælstof og fosfor. Fjordmodellen vil, i modsætning til tidligere modelberegninger, beregne ændringer i den økologiske kvalitet for såvel den indre (Seden Strand) som ydre del af Odense Fjord. Da der er en betydelig ændring af næringsstofkoncentrationer ud gennem fjorden på grund af fjordens fysiske forhold, er de økologiske forhold også forskellige. Den økologiske kvalitet vil, i modsætning til tidligere, blive bedømt på flere parametre end mængden af søsalat.

Fjordmodellen vurderer ændringer i den økologiske tilstand ved tilførsel af næringsstoffer fra referencetilstand til den nuværende tilførsel, selv om der af ressourcemæssige årsager kun er regnet på nogle få kombinationer af tilførsel af kvælstof og fosfor. Der er en række begrænsninger og usikkerheder ved anvendelsen af disse modeller til forudsigelse af markante ændringer i den økologiske tilstand i komplicerede økosystemer, hvilket er beskrevet i Nielsen et al. (2003).

Der er betydelig usikkerhed om tilførslen af næringsstoffer i referencetilstanden. Derfor er valgt at arbejde i et interval, inden for hvilken referencetilstanden vil ligge. På denne baggrund er valgt at gennemføre beregninger med en lavere værdi for referencetilstand, end der er beskrevet for Odense Fjord i Fase I (Nielsen et al. 2003). Værdierne, som er beskrevet i Fase I, er anvendt som den høje værdi for referencetilstand. Afhængig af valget af metode varierer tilførslen af næringsstoffer med en faktor 2-3 (Windolf, 2003). Fynsværket indgår i et selvstændigt scenarie, selv om Fynsværket ikke udleder næringsstoffer, fordi det bl.a. medfører ændringer i fjordens vandskifte.

Tabel 3.3 Scenarier for reduktioner i tilførslen af kvælstof og fosfor til Odense Fjord.

Scenarie (2000 klima)	N-belastning	P-belastning
1. Aktuel belastning 2000	2233	50 t TP
2. VMP II – usikkert skøn	1500 t TN	50 t TP*
3. Yderligere reduktion i kvælstofbelastning (fosfor som 2)	1000 t TN	50 t TP
4. Yderligere reduktion i fosforbelastning (kvælstof som 2)	1500 t TN	20 t TP
5. Yderligere reduktion i såvel kvælstof og fosfor	1000 t TN	20 t TP
6. Naturbelastning med Fynsværket	ca. 250 t TN	7,6 t TP
7. Naturbelastning uden Fynsværket	ca. 250 t TN	7,6 t TP

* VMP II scenariet forudsætter, at fosfortilførslen ikke ændres. Denne forudsætning vil ikke blive opfyldt, hvis der fortsat tilføres mere fosfor til landbrugsjorden end der fjernes, hvorved der er en øget risiko for udvaskning af fosfor.

[Tom side]

4 Modellering af kvælstofudvaskning og -transport

Merete Styczen, Jeppe Rølmer Hansen, Robert Nøddebo Poulsen, Karen Villholth, Christen Duus Børgesen, Jørgen Krogsgaard, Vibeke Ernstsén og Jens Christian Refsgaard

4.1 Indledning

Formålet med undersøgelsen er at beskrive udvaskningen af kvælstof fra rodzonen, samt transporten gennem grundvand og vådområder. Oprindeligt var det meningen, at den beregnede kvælstoftransport til fjorden skulle føres videre over i fjordmodellen med henblik på at undersøge effekterne af kvælstofudvaskningen på fjordens økologiske tilstand. Den opstillede model fanger imidlertid ikke den sæsonmæssige fordeling af udvaskningen tilstrækkeligt godt til, at det er hensigtsmæssigt at overføre resultaterne direkte.

Modellen er opstillet med henblik på at belyse udvaskningen i de senere år (1998-2001) og udvaskningen, som den forventes at være, når alle VMP II-tiltag er iværksat. Desuden er en række tiltag, der kunne tænkes implementeret i en Vandmiljøplan III, forsøgt gennemregnet. Det drejer sig både om arealmæssige ændringer som skovrejsning og etablering af vådområder, og om dyrkningsmæssige tiltag på landbrugsarealet. De lokale forskelle inden for oplandet med hensyn til reduktion af nitrat er desuden belyst. Tidligere studier i et sandjordsområde har vist, at sådanne forskelle kan være betydelige (Nielsen et al., 2003).

De anvendte modelsystemer til beregning af udvaskning fra rodzonen, transport gennem grundvand til vandløb, samt transport gennem vandløb er kort beskrevet. En mere detaljeret beskrivelse findes i Nielsen et al. (2003). Modellen medtager ikke belastning fra spredt bebyggelse og tilførsel af organisk kvælstof fra overfladen i form af blade og afskylning af andet organisk kvælstof. Nedbrydning og fjernelse af organisk kvælstof, ammonium og nitrat er beskrevet i modellen, men vækst af organismer i vandløbssystemet er ikke beskrevet.

4.1.1 Daisy

Beregning af rodzoneudvaskningen af kvælstof og nedsivning af vand sker med modellen Daisy. Daisy beskriver samspillet mellem sædskifte, jordtype, kvælstofgødsningen, samt klimaets betydning for vand- og kvælstofbalancen på markniveau (Hansen et al., 1990a; Hansen et al., 1991; Abrahamsen & Hansen, 2001). Modellen er opdelt i tre moduler: Bioklima-, Vegetation- og Jord-modulet (figur 4.1). Modulerne drives af klima-, jord-, vegetations- og landbrugspraksisdata (Sædskifte, jordbehandlinger, gødskningspraksis). Inden for hvert modul beregnes en række processer, som mellem modulerne er gensidig afhængige. Eksempelvis afhænger vandoptagelsen i rødderne, som er beregnet i jordmodulet, af både transpirationen i ve-

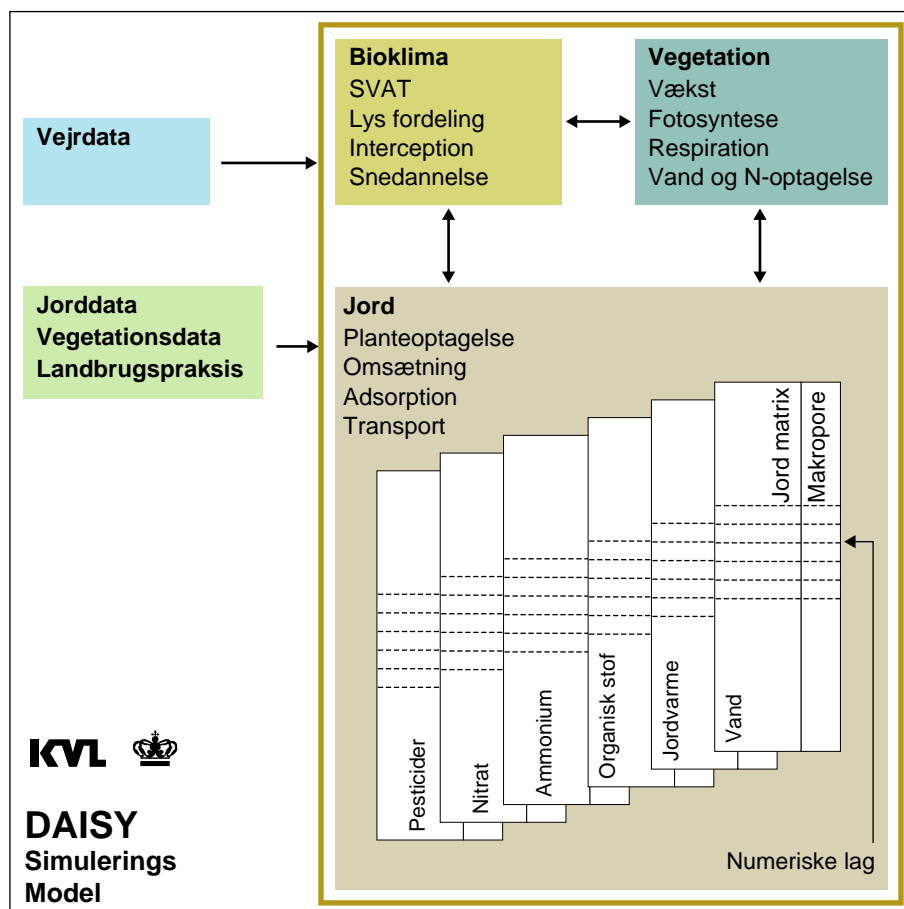
getationen og vandindholdet i jorden. Kvælstofudvaskningen fra rodzonen afhænger både af kvælstofoptagelsen i afgrøden, omsætning af organisk stof, tilførelstidspunkt og mængder af kvælstofgødning, samt af vandtransporten ud af rodzonen. Daisy-modellen beregner på time og dagsniveau.

I figur 4.2 er vist en oversigt over de transportveje for vand, kulstof og kvælstof i jordatmosfære systemet, samt de omsætnings- og optagelsesprocesser, modellen regner på.

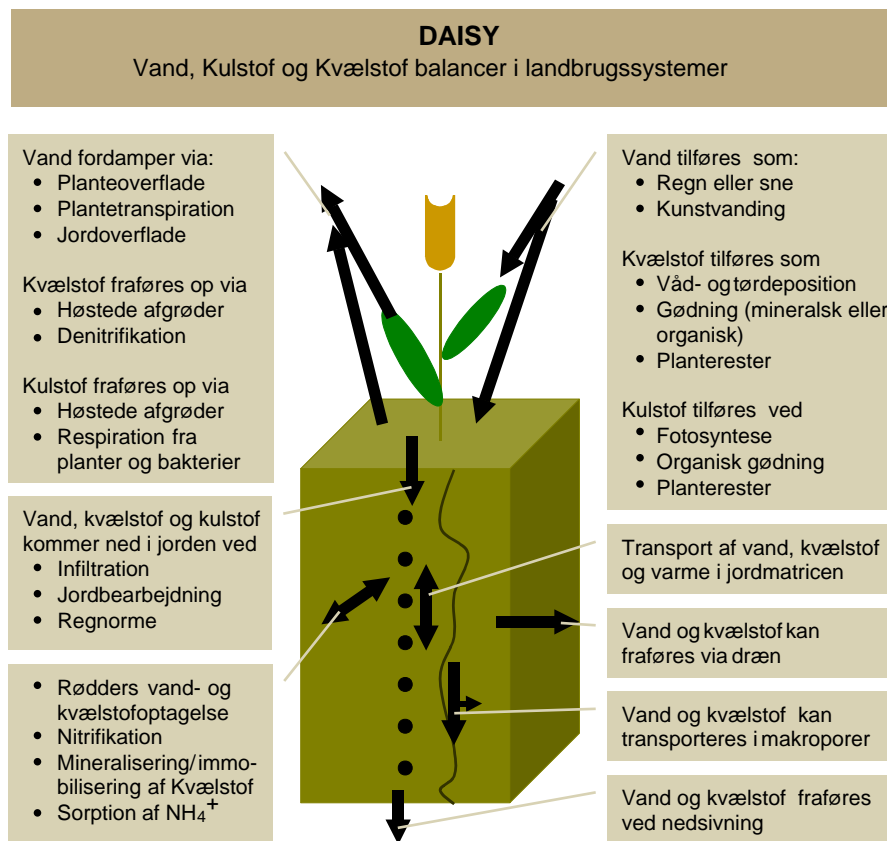
For at dække hele modelleringsområdet opstilles et stort antal beregningssøjler, der tilsammen beskriver de kombinationer af klima, jord og dyrkningsforhold/naturforhold, der forekommer i oplandet. Datavalget er beskrevet i afsnit 4.2, og sammenstilling af data er beskrevet i afsnit 4.2.6.

Fra Daisy udtrækkes daglig vandstrømning til dræn og grundvand, samt fluxe af nitrat og ammonium til dræn og grundvand. Den samlede vandflux sendes videre til grundvandsmodellen. Daisy's drænvand sendes altså ikke direkte til å-modellen. Da ammonium udgør mindre end 1 promille af stoffluxen, er nitrat og ammonium adderet og hele mængden i dræn og perkolation sendt videre til grundvandsmodellen som nitrat. Den anvendte version af Daisy-modellen er 3.06.

Figur 4.1 Konceptdiagram over Daisy simuleringsmodellen (Abrahamsen og Hansen, 1999).



Figur 4.2 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.



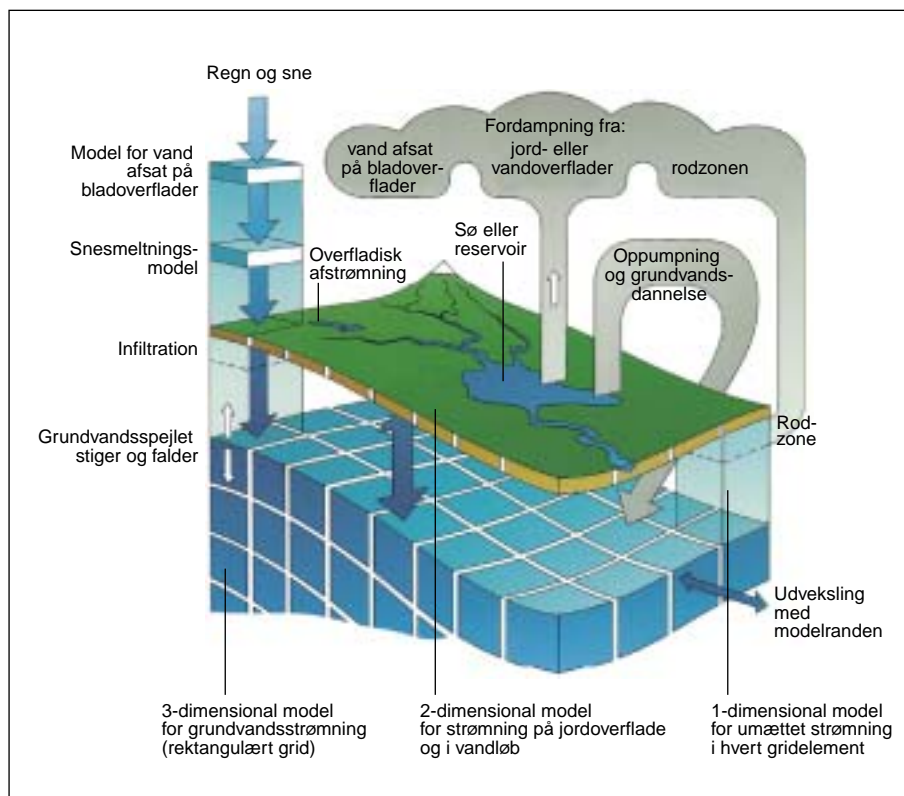
4.1.2 MIKE SHE

MIKE SHE-modellen anvendes i denne sammenhæng til at beskrive vand- og kvælstoftransport fra rodzonen og frem til vandløbene. MIKE SHE er en koblet overfladevands-/grundvandsmodel, der dog i dette tilfælde primært anvendes som grundvandsmodel (Abbott et al., 1986; Refsgaard & Storm, 1995). MIKE SHE er 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 4.3).

I en distribueret model repræsenteres oplandets karakteristika i den horisontale udstrækning af et net af kvadrater, som benævnes 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 (en-dimensional) række af beregningspunkter.

Til hvert beregningspunkt er knyttet dels parameterværdier, 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.

Figur 4.3 Oversigt over MIKE SHE's opbygning.



I den her anvendte version af modellen beregnes processerne i den umættede zone med Daisy-modellen, og udstrømningen fra dræn og perkolation til grundvand overføres til MIKE SHE. Grundvandet er beskrevet som et tredimensionalt netværk af "beregningskasser". 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 "beregningskasser". Opstilling af en god strømningssmodel er derfor også betinget af et godt kendskab til den lokale geologi.

Nitrat og andre stoffer bevæger sig med vandstrømningen i modellen, og transporten beskrives ved hjælp af advektions-dispersionsligningen. Fjernelse af nitrat i grundvandet beskrives 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 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. Det er desuden muligt at vurdere hvor lang tid det vil tage, før en effekt 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 "beregningskasser" være i samme størrelsesorden, og lagtykkelsen, anvendt i modellen, skal stemme nogenlunde

overens med lagtykkelsen på de lag, der virker reducerende. Såfremt det ikke er tilfældet, 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 nærværende modelopstilling er vådområderne implementeret på en forsimplet måde, som ikke er tro mod placeringen af de enkelte vådområder (se afsnit 4.1.3) fordi "beregningsskassernes" dimensioner på 500*500 m er for store til at fange udbredelsen af de fleste af de faktiske vådområder.

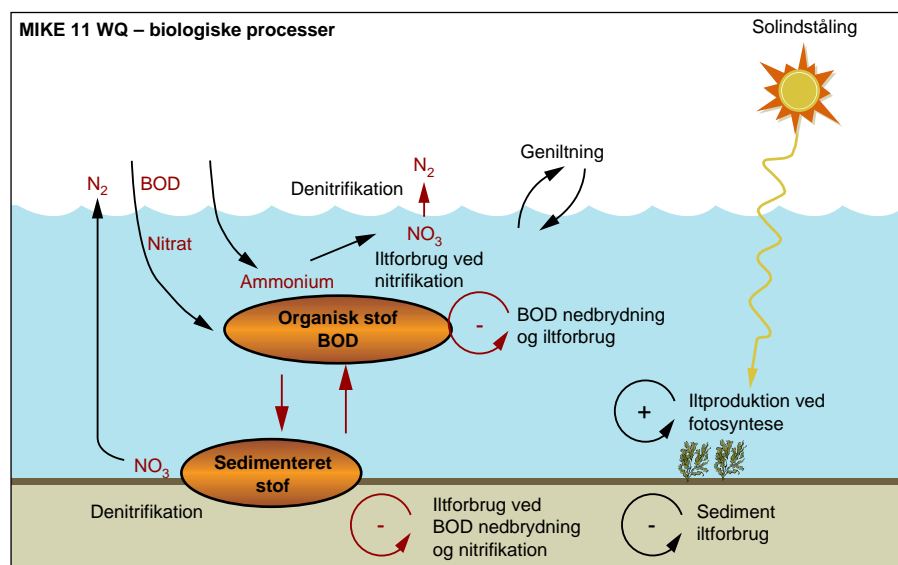
Reduktion af nitrat i grundvand, der strømmer gennem humusrig sediment i åbunden er beskrevet i litteraturen (Christensen & Sørensen, 1988), men har så vidt vides ikke været implementeret i en detaljeret model før. Det er forsøgt i dette projekt, (se afsnit 4.1.3).

MIKE SHE leverer vand fra overfladisk afstrømning, dræn og grundvand, samt nitratflux til å-modellen. Organisk kvælstof finder kun vej til vandløbene direkte fra punktkilder.

4.1.3 MIKE 11

MIKE 11 er en endimensional å-model, hvor vandet transporteres fra beregningspunkt til beregningspunkt på baggrund af tilførsler opstrøms fra og fra siderne. Vandløbets hældning og ruhed indgår også i modelberegningerne. Som for MIKE SHE er det muligt at tilføje advektion/dispersion og omdannelsesprocesser "ovenpå" den hydrodynamiske simulering. I den her anvendte version af MIKE 11 kan fjernelsen af nitrat foregå i vandløb og søer, i åbunden og i mindre moser. Derudover indgår andre vådområder langs vandløbene, som er for små til at kunne beskrives i MIKE SHE. I vandløbene er omsætningsprocesserne, der er illustreret i figur 4.4, inkluderet.

Figur 4.4 Oversigt over vandløbsprocesser i MIKE 11-modellen.



Vandløbsmodellen (MIKE 11) modtager vand og nitrat fra grundvandsmodellen (MIKE SHE). Fra punktkilderne modtager vandløbsmodellen belastning med organisk stof i form af BOD (inklusive ca. 30 % organisk kvælstof), ammonium-kvælstof og nitrat-kvælstof. Det

organiske kvælstof, som er indeholdt i det tilledte BOD, mineraliseres i modellen til ammonium, som ved nitrifikation kan omdannes til nitrat. Endelig inkluderer vandløbsmodellen fjernelse af nitrat ved denitrifikation.

I de lidt større søer, som indgår som en del af vandløbssystemet (f.eks. Arreskov Sø), beskrives omsætningen på tilsvarende måde som i vandløbene. Der er mulighed for justering af omsætningskonstanterne for de forskellige processer, således at omsætningshastigheden kan differentieres i vandløb og søer. Der er ikke indlagt en egentlig sømodel.

Omsætning i mindre søer og moser foregår efter samme principper som omsætningen i vådområder, der er beskrevet nedenfor.

MIKE 11-modellen modtager tre typer tilstrømning fra MIKE SHE-modellen, nemlig overfladeafstrømning, drænastrømning og grundvandsindstrømning. Grundvandsindstrømningen ledes igennem vandløbsbunden, hvor der ofte vil forekomme iltfrie forhold. Der er derfor inkluderet en fjernelse af nitrat ved denne passage. Der specificeres en maksimal årlig kapacitet (ved 20 grader), som ville være gældende, hvis temperaturen samt den tilførte nitrat mængde ikke begrænsede omsætningen. Den aktuelle nitratfjernelse ved passage gennem vandløbsbunden reduceres i henhold til den sæsonbestemte temperaturvariation, samt af den øjeblikkelige tilførte nitratmængde. Der kan selvfølgelig ikke på noget tidspunkt reduceres mere, end der øjeblikkeligt tilføres.

Vådområder (engarealer, moser og småsøer) langs åerne modtager i MIKE11-modellen vand og nitrat fra MIKE SHEs overfladeafstrømning og drænastrømning. Vådområderne er fastlagt på baggrund af GIS-temalag. For hvert vådområde, der ligger tæt ved vandløbene og søerne, knyttes et areal til hvert af de nærliggende beregningspunkter i MIKE 11. Overflade- og drænastrømningen til hvert af disse beregningspunkter sendes gennem det tilhørende vådområdeareal. Omsætning/reduktion ved passage af vådområdet beregnes på samme måde som omsætning ved passage af vandløbsbunden, dvs. at på baggrund af en specificeret maksimal årlig kapacitet (ved 20 grader) beregnes den aktuelle fjernelse under hensyn til aktuell temperatur og tilført mængde.

4.2 Opstilling af rodzonemodellen

Daisy-modellen kræver en række drivvariable, samt beskrivelser af jord, vegetation og dyrkningsforhold. Desuden kræver modellen en antagelse vedrørende den nedre randbetingelse i form af dræn, grundvandsniveau og variation.

4.2.1 Modelområde og kørselsperiode

Der er nogen forskel mellem udbredelsen af det topografiske opland til Odense Fjord og de tilhørende grundvandsoplandene, baseret på trykpotentialer i de forskellige vandførende geologiske lag. Derfor er det besluttet, at man i Daisy-simuleringerne benytter et opland sva-

rende til foreningsmængden af det topografiske opland og vandskellet for DK-modellens øverste og nederste regionale sandlag. GEUS har leveret data for de geologiske lags afgrænsning, som er baseret på simulerede middeltrykniveauer over en 10-års periode. Derudover er der lagt en bufferzone på 500 m hele vejen omkring det herved bestemte opland for at sikre, at der er Daisy-beregninger i de grid, der ligger i randen af MIKE SHE's modelområde. Det samlede modelområde for Daisy-beregningerne udgør således i alt 1.332 km². Det topografiske opland er ca. 1.056 km².

Modellen simulerer perioden fra 1.7 1989 til 31.12 2013, som illustreret i figur 4.5.

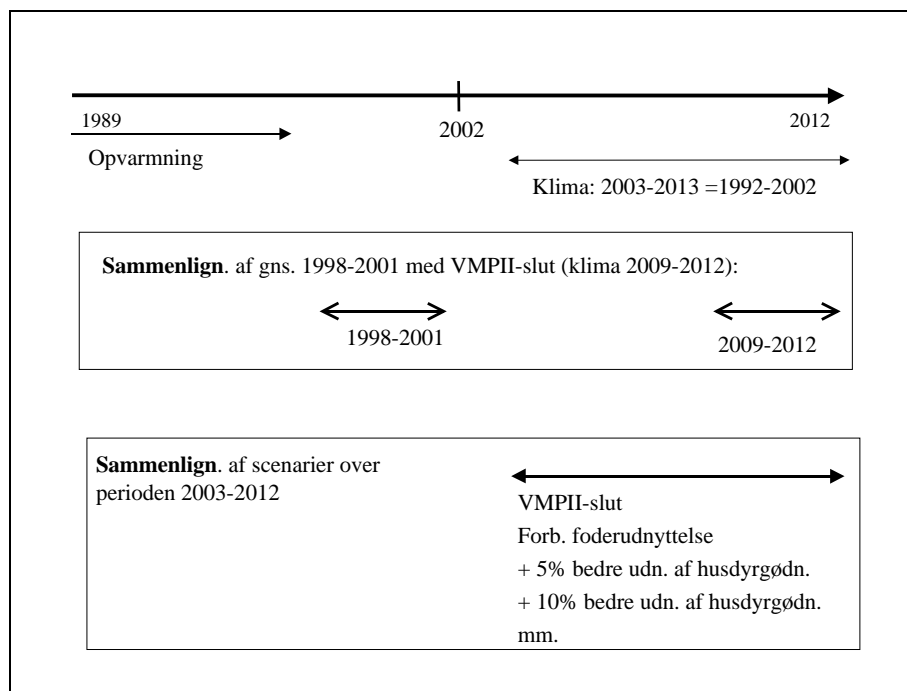
Klimaserien for 1992-2002 er gentaget i perioden 2003-2013. Dermed er det muligt at sammenligne historiske år med det tilsvarende klimatiske år i sidste del af simuleringsperioden. Fokus er på sammenligning af udvaskningen i de senere år (gennemsnit for 1998-2001), inden VMP II er fuldt implementeret med udvaskningen ved fuld implementering af VMP II. I modellen er stramningerne vedrørende husdyrgødningsudnyttelse og gødningsnormer implementeret fra 2003 og resten af simuleringsperioden ud. Simuleringsåret 2011 er klimatisk det samme som år 2000 og klimaet i perioden 2009-2012 er identisk med klimaet i 1998-2001. Sammenligninger mellem gennemsnit 1998-2001 og "VMP II-slut" foretages sådan, at 1998-2001 sammenlignes med 2009-2012. Dermed er der foretaget en klimanormalisering.

Første del af simuleringsperioden skal, af flere årsager, betragtes som opvarmning. Arealanvendelsen og husdyrgødningsfordelingerne er baseret på aktuelle data fra 2001, og for arealanvendelse og husdyrgødningsfordeling er anvendt de samme data for hele perioden. Tildeling af handelsgødning er derimod ændret således, at den afspejler de større tilførsler som følge af højere gødningsnorm og lavere udnyttelsesgrad tilbage i tiden. Udviklingen i arealanvendelse og husdyrhold for perioden 1990-2001 er vist i bilag 4.1 og er nærmere beskrevet i afsnit 4.2.4. Udviklingen i handelsgødningsniveauerne er vist og diskuteret i afsnit 4.2.4. Opvarmningsperioden giver Daisy's organiske puljer mulighed for at udvikle sig (se afsnit 4.5.1). Endelig anvendes opvarmningsperioden til at indstille koncentrationerne af nitrat i grundvandsmodellen.

Ved sammenligning af VMP II-slut-beregningen (2009-2011) med beregning af scenarier for effekten af nye virkemidler anvendes som hovedregel en 10-årig periode fra 2003-2013. Her ses på den relative effekt mellem de to simuleringer, og ved at vurdere effekten over ti år, forsøges denne rensset for klimaeffekter. Alle beregninger er foretaget med samme beskrivelse af perioden 1989-2003.

Resultaterne af beregningerne er primært udtrukket over det agrohydrologiske år (1.4-31.3).

Figur 4.5 Oversigt over undersøgelsens struktur.



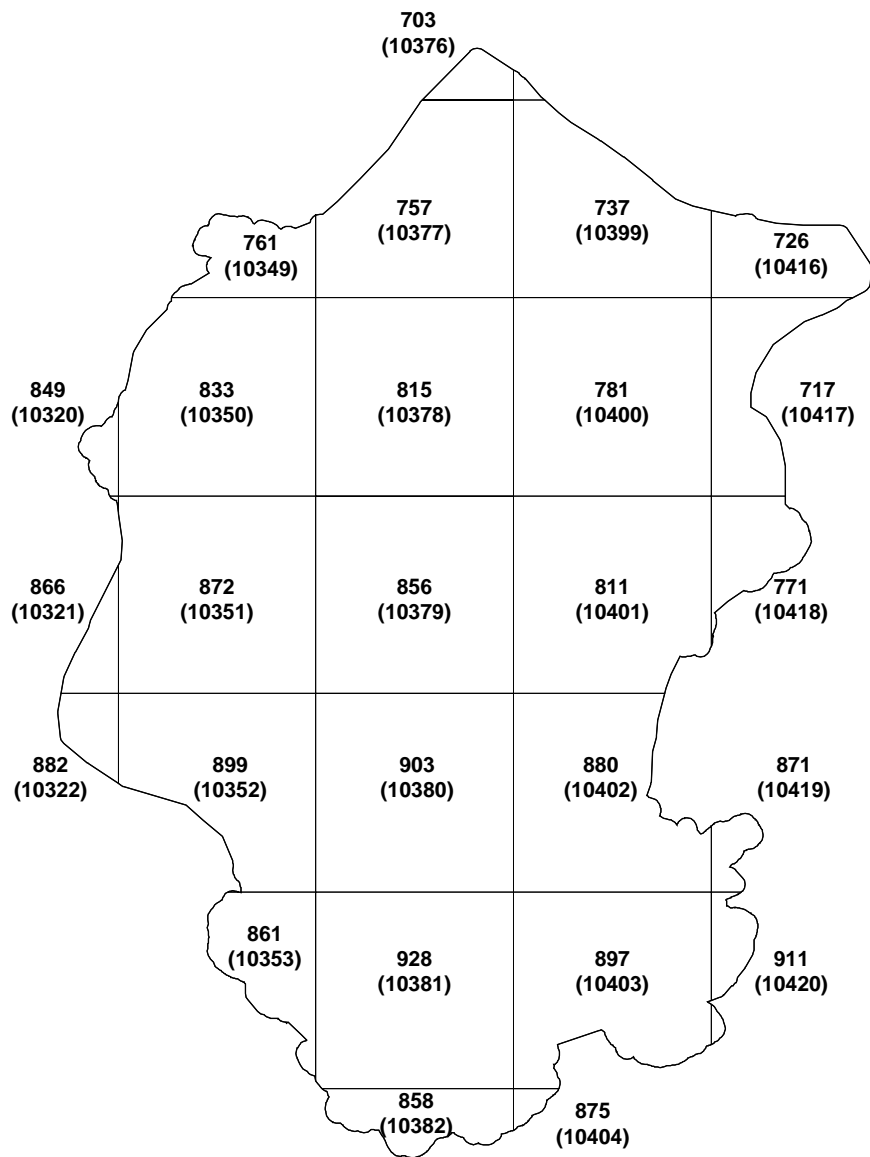
For 1998-2001 og VMP II-slut-beregningerne (2009-2011) overføres den beregnede perkolation og udvaskning til grundvandsmodellen, og der beregnes derefter reduktion af nitrat i grundvand og vådområder. Punktkildebelastningen påføres først beregningerne i vandløbsmodellen.

4.2.2 Klima

Der er brugt klimadata i form af nedbør, temperatur og global indstråling. Der er anvendt korrigerede nedbørsdata fra 27 af DMI's 10 x 10 km nedbørsgrid, som ligger helt eller delvist inden for modelområdet (figur 4.6). For at reducere beregningstiden er data fra de klimagrid i randen, som kun i ringe grad er dækket af modelområdet, erstattet med data fra nabogrid. Ændringen i middelarealnedbøren over hele modelområdet som følge heraf er mindre end 0.05 %.

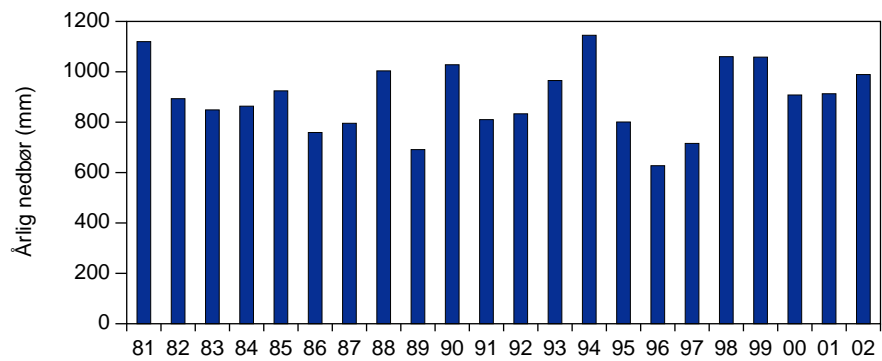
Temperaturen er fra 20x20 km grid, og den globale stråling, der er anvendt for hele området, stammer fra DJF's station ved Odense Lufthavn.

Figur 4.6 Årlig (middel) korrigeret nedbør for perioden 1992-2001 for de 10x10 km grid, som er indeholdt i modelområdet for Daisy-beregningerne. Nedbørsgridnumre er angivet i parentes under middelnedbøren.



Den gennemsnitlige årlige nedbør for referenceperioden 1992-2001 er tæt på den gennemsnitlige nedbør for de sidste 22 år. Dette er illustreret i figur 4.7, hvor variationen i årlig nedbør for grid 10380 er vist. Den gennemsnitlige årlige nedbør i referenceperioden er 903 mm mod 898 for perioden 1981-2002. Den mindste (627 mm i 1996) og den største (1145 mm i 1994) årlige nedbør i hele perioden ligger inden for referenceperioden. For nogle af de andre grid har den største årlige nedbør dog optrådt i andre år. Denne store variation i årlig nedbør har resulteret i en meget stor variation i den perkolation, der er blevet simuleret i kørslerne.

Figur 4.7 Variation i korrigeret årlig nedbør for perioden 1981-2002 for nedbørsgrid 10380. Data for perioden 1992-2001 er brugt som input data til beregning af scenarier.



Referencefordampningen er beregnet ved hjælp af Makkink-ligningen, som anbefalet af DJF, GEUS, DMU og DMI, og de anvendte afgrødefaktorer svarer til anbefalingerne (Plauborg et al., 2002), justeret som beskrevet i udkast til rapport fra Daisy-standardiseringsprojektet (Styczen et al., under trykning).

4.2.3 Jord

Den anvendte beskrivelse af jordtyperne i området er baseret på et tidligere arbejde for Fyns Amt vedrørende beregning af nettonedbør (DHI, 2002). Der arbejdes med 3 horisonter i hvert jordprofil – en overjord (0-30 cm), en underjord (30-80 cm) og udgangsmaterialet (80 cm -), benævnt henholdsvis A-, B- og C-horisonter. Datagrundlaget for de udledte jordtyper og deres stedlige fordeling har været:

- Teksturdata fra DJF's teksturdatabase
- Bonitetskort
- Jordartskort 1:50.000 og 1: 200.000
- Danske jordbundsprofiler (Sundberg, 1999)

Bonitetskortet og teksturdata repræsenterer A- og B-horisonter. En sammenstilling af de to datakilder udviste store uoverensstemmelser, og det blev valgt at lægge vægt på tekstur i punkter fremfor Bonitetskortet, da der i punkterne er tale om målte værdier og dermed gennemskuelige data. Teksturanalyser foreligger i ca. 3600 punkter. C-horisonterne er bestemt på baggrund af Jordartskortet. Ved gennemgang af DJF's profilbeskrivelser er der fundet analoge jordprofiler, hvorfra volumenvægt for de 3 horisonter og tekstur for C-horisonterne er bestemt. Det skal nævnes at volumenvægte varierer over året så de foreslåede værdier er repræsentative værdier. Målinger rapporteret i "Rapport om Jordfysiske målinger i Landovervågningsoplandet på Fyn", (Nielsen, 1998) underbygger de foreslåede værdier. Den anvendte HYPRES-model er netop følsom overfor volumenvægten.

Jordtypernes stedlige variation er lavet med udgangspunkt i GEUS jordartskort 1:200.000, men ferskvandsdannelserne (FS) er delt op i tørv (FT) og gytje (FP)/ferskvandssand (FS) med baggrund i jordartskort 1:25.000.

I første omgang blev 10 jordprofiler brugt til at beskrive jordtypevariationen på Fyn (figur 4.8). Det er med udgangspunkt i følsomhedsanalyser, og en visualisering af resultaterne fra disse, besluttet at re-

ducere antallet af jordtyper til fem. Partikelstørrelsesfordeling, volumenvægt og humusindhold for disse jorde er angivet i tabel 4.1. Da HG-(postglaci alt saltvandsaflejret grus, svarende til JB1) kun dækker ca. 0.25 % af modeloplandet, blev den erstattet af TS (senglacialt ferskvandssand, svarende til JB4) for at reducere beregningstiden i Daisy. I det endelige setup indgår derfor følgende 4 jordprofiler (deres arealmæssige dækning er angivet i parentes): JB6-ML (moræneler, 73.9 %), JB4-TS (21.1 %), JB11-FT (3.5 %) og JB8-DL (smeltevandsler, 1.5 %).

Tabel 4.1 A: Overjord (0-30 cm) og jordart, samt anvendte værdier for partikelstørrelsesfordeling, volumenvægt og humusindhold (gennemsnit af teksturdata 0-20 cm).

Jordart/ overjord	Ler	Silt	Finsand	Grovsand	Vol.vægt	Humus
DL JB8	25.6	27.0	26.8	17.4	1,45	3.1
FT JB11	2.0	2.0	28	48	1.4	~20
ML JB6	10.6	13.0	41.8	32.1	1,5	2.5
TS JB4	8.2	9.7	41.3	39.16	1,35	1.6

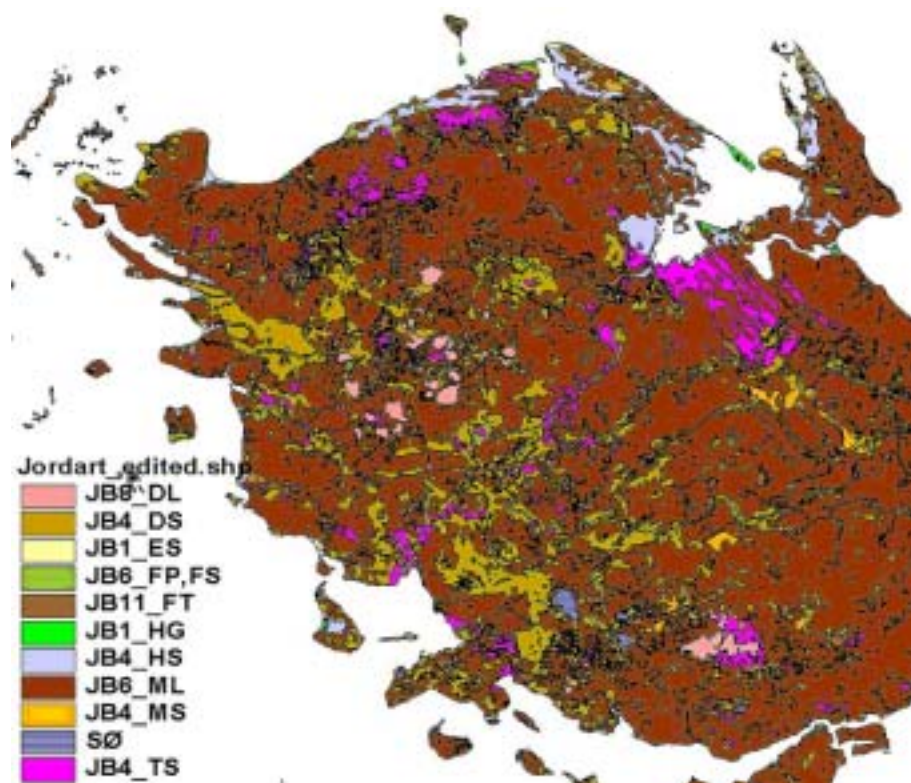
Tabel 4.2 B: Underjord (30-80 cm) og jordart - gennemsnit af teksturdata 35-55 cm.

Jordart/ overjord	Ler	Silt	Finsand	Grovsand	Vol. vægt	Humus
DL JB8	25.5	20.5	41.0	12.0	1,55	1.0
FT JB11	2.0	2.0	28	48	1.45	~20
ML JB6	13.2	12.6	43.5	29.6	1,55	1.2
TS JB4	9.2	8.9	43.9	38.0	1,5	1.1

Tabel 4.3 C: Udgangsmateriale (80cm-) og jordart på baggrund jordartskort og DJF data - gennemsnit af teksturdata.

Jordart/ overjord	ler	silt	finsand	Grovsand	Vol.vægt	humus
DL JB8	25.0	40.0	25.0	10.0	1.7	0.1
FT JB11	2.0	5.0	25.0	67.8	1.6	0.2
ML JB6	13.0	25.0	26.0	36.0	1.8	0.1
TS JB4	7.0	10.0	34.9	47.9	1.7	0.2

Figur 4.8 Klasser af jordarter på Fyn, lavet med udgangspunkt i jordartskort 1:200.00, suppleret med 1:25.000 jordartskort.



I forhold til den tidligere anvendte modelopstilling for Fyn er de hydrauliske parametre gen-oversat fra teksturen ved hjælp af HYPRES-pedotransfer-funktionen. Det er checket, at ledningsevnerne ved markkapacitet ligger i niveauet $1 \cdot 10^{-8}$ til $1 \cdot 10^{-9}$ m/s som forventet.

For den organiske jord anvendes en HYPRES-standard-kurve, da denne ikke kan beregnes ud fra de angivne funktioner på grund af det lave mineralske indhold. Desuden er det antaget, at kun en del af det organiske stof kan indgå i mineraliseringsprocesserne (20% organisk materiale (OM) $\cdot 0.95 = 1\%$). Dette er gjort, for at undgå, at udvaskningen fra den organiske jord bliver urimelig stor.

Daisy's automatiske definition af makroporer er benyttet. Her defineres makroporer i horisonter med mere end 5% ler.

4.2.4 Bestemmelse af arealanvendelsen

Arealanvendelsen er primært fastlagt ud fra blokkort fra 2001 for landbrugsområder og ud fra AIS-data for andre arealanvendelser. Polygoner med AIS-koden 2112 (Landbrug) er taget ud af AIS-temaet og erstattet med polygonerne fra blokkortet fra 2001 for at få en detalbeskrivelse af dyrkede afgrøder og dyrkningspraksis.

Der har dog været nogle mindre problemer forbundet med at kombinere AIS-data og blokdata fra 2001. Der er ikke 100% overensstemmelse mellem områdefægrænsningerne i AIS og blokkortpolygonerne, idet polygonerne nogle steder skærer ind over hinanden, mens der andre steder optræder mindre mellemrum mellem de 2 sæt polygoner. Der, hvor der er overlap mellem AIS-data og blokdata, er der givet præference til informationer fra blokdata for at bibeholde area-

ler med blokinformationer. Dette drejer sig dog kun om ca. 500 ha - svarende til ca. 0,4 % af modeloplandet.

Et langt større problem har været polygoner med manglende informationer. Dette drejer som om tre typer af manglende informationer:

- 1) "Huller" i temaet, som enten skyldes, at der i blokkortpolygonerne har været huller (typisk mindre vandhuller eller grupper af træer), eller fordi der er nogle steder, hvor blokkortpolygoner og AIS-polygoner ikke er nået helt sammen (i alt ca. 1.340 ha).
- 2) Blokkortpolygoner uden nogen form for information (i alt ca. 6.220 ha).
- 3) Blokkortpolygoner, hvor der kun er information om arealanvendelsen på en del af polygonen. F.eks. kan man have en polygon på 12 ha, hvor der er angivet 5 ha med hvede og 3 ha med vårbyg, men hvor der ikke er informationer omkring de sidste 4 ha i polygonen. Disse manglende informationer udgør i alt ca. 7.220 ha.

De tre ovenstående arealer udgør således ca. 15.000 ha, svarende til ca. 11 % af modeloplandet. For at få den bedst mulige kvantitative bestemmelse af arealanvendelsen i disse områder, blev områderne gennemgået på luftfoto i samarbejde med Fyns Amt.

For hver af de tre typer af områder med manglende data er der dannet tre temakort, som et efter et er lagt oven over flyfoto for at fastlægge arealanvendelsen. Som en del af denne proces er også benyttet Fyns Amts temakort, inkl. kort over gartnerier, skov, enge og moser, sportsanlæg, m.m. Ca. 5.000 ha af disse arealer var i omdrift, mens andre viste sig at tilhøre andre klasser, herunder en del skov (godt 2.000 ha), enge og moser (godt 1.200 ha), hegn (ca. 1.100 ha) og permanent græs (knap 1.000 ha).

Baseret på den arealanvendelse, der er repræsenteret i AIS-polygonerne og de sædskifter, som DJF har fastlagt for de dyrkede arealer, er modeloplandet opdelt i 30 forskellige klasser, se tabel 4.4.

For de blokpolygoner, der indeholder marker med forskellige sædskifter, er der sket en opsplitning af de oprindelige polygoner, sådan at en polygon kun har en form for arealanvendelse.

Tabel 4.4 Oversigt over de forskellige arealanvendelsesklasser anvendt i modelopsætningen, samt de arealer de dækker. Stigende tal for de forskellige brugstyper angiver stigende dyretæthed.

Arealanvendelse	Forkortelse	Areal (ha)
Blandet landbrug	A1	2.179
Blandet landbrug	A2	473
Blandet landbrug	A3	226
Blandet landbrug	A4	101
Blandet landbrug	A5	666
Blandet landbrug	A6	921
Brak	B1	5.790
Befæstede arealer	BE	19.206
Nåleskov	CO	4.095
Løvskov	HA	10.146
Kvægbrug	K1	2.111
Kvægbrug	K2	2.248
Kvægbrug	K3	1.320
Kvægbrug	K4	2.226
Kvægbrug	K5	2.024
Kvægbrug	K6	1.406
Kvægbrug	K7	3.096
Sø	LA	1.380
Lav vegetation	LV	5.195
Planteavl	P1	3.790
Planteavl	P2	6.080
Svinebrug	S1	2.426
Svinebrug	S2	7.015
Svinebrug	S3	2.872
Svinebrug	S4	2.470
Svinebrug	S5	1.997
Svinebrug	S6	6.037
Uidentificeret brugstype	U0	26.092
Vedvarende græs	V1	6.365
Vådområder	VO	3.378
Totalt		133.332

Note: Stigende tal for de forskellige brugstyper angiver stigende dyretæthed.

Arealanvendelsen på landbrugsområder er beskrevet senere i dette afsnit, mens arealanvendelse på ikke-landbrugsområder er kort beskrevet neden for. Det samlede landbrugsareal uden brak, der simuleres med Daisy-modellen, er 84.184 ha, mens landbrugsarealet uden brak inden for det topografiske opland er 65.786 ha. Brakarealet inden for det topografiske opland er 4.591 ha.

Ikke-landbrugsarealer

Brakmarkerne er beskrevet som en græs, der sås hvert år, og som ikke gødes.

Områder med lav vegetation er beskrevet som græs, svarende til beskrivelsen for brakområder. Det samme gør sig gældende for vådbundsområder. Her gælder dog en anden betingelse for den nedre rand (se afsnit 4.2.5).

For de befæstede arealer, som inkluderer veje, bebyggelse i åbent land og bebyggelse i byer, er der beregnet en middelbefæstningsgrad. For den procentdel af disse arealer, der er befæstet, beregnes en overfladisk afstrømning under antagelse af, at der ikke er nogen infiltration. Afstrømningen er baseret på nedbøren minus et initialtab, som fordamper. Dette initialtab er sat til 2 mm pr. dag med nedbør. Den procentdel af arealerne, der ikke er befæstede, er beskrevet med en græs svarende til brakområderne.

For løvskov og nåleskov er brugt modulerne "Hardwood" og "Coniferous".

Rodzonemodellen beregner udvaskningen fra landbrugs- og vådområder. Med hensyn til skov anvendes vandberegningen fra Daisy med en fiktiv udvaskning på 12 kg ha⁻¹. De 12 kg svarer til antagelserne, tidligere anvendt i VMP II. Tallet bygger på følgende observationer:

- a) På baggrund af kvadratnettet er middeludvaskningen fra eksisterende skov vurderet til 5 kg N ha⁻¹.
- b) For ny skov, rejst på landbrugsjord, vil udvaskningen på langt sigt være lidt højere, ca. 12 kg ha⁻¹ pr. år, primært fordi det organiske kvælstofindhold i landbrugsjord er højere end på jord, der har været skov i en årrække.
- c) I områder med høje husdyrtætheder, og dermed høje kvælstofdepositioner, kan der forekomme væsentlig højere kvælstofudvaskninger (15-40 kg N ha⁻¹) fra skovområder.

For lav vegetation og brak sættes udvaskningen til 3.5 kg kvælstof ha⁻¹. Dette er estimeret på baggrund af litteratur, hvor hede estimeres til 2 kg N ha⁻¹ (Christensen et al., 1990, Nielsen et al., 1999) og ugræsset overdrev til "mindre end 5 kg" (foreløbige målinger udført af Forskningscentret for Skov & Landskab).

Udvaskningen er fordelt proportionalt med perkolationen, sådan at der i gennemsnit for perioden udvaskes 12 kg år⁻¹, men i et tørt år vil den udstrømmende stofmængde være mindre og i et vådt år større. Koncentrationen i afstrømningsvandet varierer, afhængigt af den faktiske perkolationsmængde for den enkelte polygon.

Dyrkningsforhold

Arealerne for de forskellige sædskifter er givet i tabel 4.4. Det dyrkede areal er konstant igennem alle beregningerne. I realiteten har det dyrkede areal svinget lidt i den simulerede periode, men fortrinsvis været svagt faldende. Det var 7-8 % større i 90/91. For de år, der anvendes i de videre sammenligninger, er afvigelsen maximalt 2 %. De opstillede sædskifter er ligeledes uændrede igennem hele perioden

og alle scenarieberegninger, hvilket ikke helt svarer til den faktiske situation (tabel 4.6). I de vurderinger, der gives af ændret arealanvendelse, som skovrejsning og indførelse af vådområder, tages der dog hensyn til, at landbrugsarealet formindskes. De største ændringer i afgrødefordeling skete i begyndelsen af beregningsperioden, og altså i modellens opvarmningsperiode. Her sker en omlægning fra vinterbyg til vinterhvede, en nedgang i vinterrapsarealet og en stigning i arealet med græsmarker uden for omdrift. I den sidste del af perioden er ændringerne mindre. Vårbygarealet stiger fra 1998-2001 med ca. 4 %, mens vinterrapsarealet falder et par procent og bælg-sædsarealet falder 1-1.5 %. Græsarealer, inklusiv brak, stiger ca. 1,5 %. De øvrige ændringer ligger under 1 %. Det betyder, at vårbyg- og græsarealet i modellen vil være svagt overestimeret i perioden, vinterraps og bælg-sæd vil være svagt undervurderet. De forskellige forskydninger virker hver sin vej på udvaskningen. Udvaskningen fra vedvarende græs er relativt begrænset, mens den kan være betydelig om efteråret efter vårbyg og bælg-sæd. Veletableret vinterraps optager kvælstof effektivt i efteråret, og afgrøden følges typisk af en anden vinterafgrøde. Det forventes ikke, at ændringerne i evalueringsperioden har væsentlig betydning for den beregnede udvaskning.

Til opstilling af gennemsnitssædskifter/gødningsplaner til brug i modelberegningerne for Odense Å's opland er der taget udgangspunkt i tilgængelige data på bedriftsniveau. Data for 2001 er udtrukket fra det Centrale HusdyrbrugsRegister (CHR), det Generelle LandbrugsRegister (GLR) og Plantedirektoratets register over gødningsforbrug (PDR).

Da det i projektet ikke er muligt at gennemføre modelberegninger på bedriftsniveau ud fra bedriftsspecifikke data, er bedrifterne inddelt i forskellige bedriftstyper. Bedriftstyperne omhandler svinebrug, planteavlsbrug, kvægbrug og blandet brug. Typificeringen følger Danmarks Statistiks opdeling og er betinget af dyreart, antal af dyr, samt hvori primærindtjeningen består. Ved typificeringen forekom en del bedrifter, som ikke kunne klassificeres pga. manglende data. Der blev derfor lavet en klasse med betegnelsen udefineret (U).

Inden for hver bedriftstype er brugene yderligere opdelt, afhængig af antallet af dyreenheder pr. hektar ($DE ha^{-1}$). Denne opdeling er gennemført for både at afspejle den større arealandel med grovfoderafgrøder med stigende dyretæthed på kvægbrug og den øgede udbragte mængde af husdyrgødning med stigende dyretæthed. Det giver i alt 7 kvægbrugssædskifter, 6 svinebrugssædskifter, 6 blandede brug, 2 planteavlsbrug og en brugstype, U0, der består af ikke-klassificerbare bedrifter. Med hensyn til husdyrgødningsforbrug ligger den tættest på P1.

I tabel 4.5 er vist opdelingen i klasser inden for hver bedriftstype. For at få marker uden for omdrift repræsenteret, er der derudover opstillet 2 sædskifter for henholdsvis vedvarende græs og permanent brak. Beregningsenheden er derfor en brugstype, der så er fordelt ud over oplandet på de marker/markblokke, som tilhører de tilsvarende bedrifter.

Table 4.5 Oversigt over sædskiftekompositioner af bedriftstyper og dyretætheder, opstillet for oplandet til Odense Fjord. Eks. Sædskifterne klassificeres i datasættet således, at eks. Blandet brug med dyretæthed 0.3 de ha⁻¹ =A1, Svinebrug 1.2 de ha⁻¹ =S3.

	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5	Klasse 6	Klasse 7
Kvægbrug (K)	0-0.5	0.5-1.0	1.0-1.25	1.25-1.5	1.5-1.75	1.75-2.0	>2.0
Svinebrug(S)	0-0.5	0.5-1.0	1.0-1.25	1.25-1.5	1.5-1.75	>1.75	
Blandet brug (A)	0-0.5	0.5-1.0	1.0-1.25	1.25-1.5	1.5-1.75	>1.75	
Planteavlsbrug (P)	0-0.5	0.5-1.0					
Udefineret (U)	0-1.7						

Ud fra en statistisk analyse af arealanvendelse og gødningsforbrug for alle bedrifter inden for hver af klasserne er der beregnet en gennemsnitlig arealandel af afgrøden i sædskiftet, samt det totale dyrkede areal tilhørende klassen.

For at arealanvendelsen afspejler den aktuelle gennemsnitlige arealanvendelse, er der opstillet sædskifter med det antal marker og afgrøder, som bedst afspejler den aktuelle arealanvendelse. Desuden er afgrødefølgen i sædskiftet afstemt ud fra typiske forfrugtseffekter. For at afstemme arealanvendelsen på oplandsniveau er enkelte sædskifter korrigeret, idet enkelte afgrøder er indføjet/fjernet i sædskiftet. De enkelte sædskifter er korrigeret, således at de samlet repræsenterer den aktuelle arealanvendelse på hele Fyn.

Ud fra en statistisk analyse af gødningsanvendelsen inden for hver bedriftstype og klasse (dyretæthed) beregnes et gennemsnitstal for kvælstofforbruget i form af handelsgødning og husdyrgødning. Gødningsplanen udarbejdes således, at kvælstofforbruget i sædskiftet

Table 4.6 Oversigt over arealanvendelsen på landbrugsjord på Fyn i perioden fra 1990-2002, opgivet i % af det dyrkede areal. Kilde: www.statistikbanken.dk.

	2002	2001	2000	1999	1998	1997	1996	1995	1994	1993	1992	1991	1990
Korn i alt	58	57	58	62	61	59	56	59	64	60	61	0	0
- heraf vinterhvede	29	31	30	29	31	31	33	30	26	28	27	26	24
- heraf vårbyg	25	20	19	18	16	19	18	17	17	18	26	25	26
Bælgæd til modenhed	1	1	1	1	2	2	1	1	2	3	3	2	3
Rodfrugter i alt	6	6	7	7	7	7	7	7	7	8	8	8	8
Raps i alt	4	3	4	6	5	5	4	6	7	7	7	11	10
- heraf vinterraps	3	3	3	6	4	4	3	5	5	7	6	9	8
Industrifrø i alt*	4	3	4	6	5	5	5	6	7	7	7	11	10
Græs og grøntfoder i omdriften i alt	8	8	7	8	8	8	7	7	10	8	7	6	7
-heraf majs til opfodring	4	3	3	3	3	3	3	3	3	3	2	2	2
-Græs- og kløvermark i omdriften	3	4	3	3	3	3	4	3	6	4	4	4	4
Gartneriprodukter i alt	2	2	3	3	2	3	3	3	3	4	4	4	4
Græsarealer uden for omdriften	4	3	4	4	3	4	4	4	8	4	4	5	5
Braklægning med græs	7	6	6	5	4	5	6	7	0	0	0	0	0
Græsarealer u. f. omdrift inkl. brak	11	9	9	9	8	8	10	12	8	4	4	5	5
Øvrige arealer	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0

* inkluderer raps.

afstemmes med det gennemsnitlige forbrug af handels- og husdyrgødning. Det er i beregningerne antaget, at husdyrgødningen består af kvæggylle på kvægbrug og blandet brug, og svinegylle på svinebrug og planteavlsbrug. Således afspejles hverken forskelle i arealanvendelse eller kvælstofgødskning mellem bedrifter inden for hver bedriftstypeklasse.

Da der i Daisy-modellen ikke indgår kløvergræs, er græsmarker modelberegnet som rene rajgræsmarker. Da den største del af græsmarker i dag er kløvergræsmarker, er det antaget, at kløvergræsmarker kan beregnes som rajgræsmarker med en kvælstoffiksering, der i vækstsæsonen tilføres som supplerende handelsgødning. Kvælstoffikseringen er beregnet ved brug af en sammenhæng mellem udbytniveau og aktuell kvælstofgødskning, der bygger på Høgh-Jensen et al. (1998).

I GLR-datasættet for arealanvendelsen forekommer mange afgrødetyper, som ikke er repræsenteret i Daisy-modellen. Disse er omdefinert til Daisy-afgrøder, som er parameteriseret i modellen. Eksempelvis beregnes havre som vårbyg, græs i omdrift som rajgræs, m.fl.

Der er i alt opstillet 22 sædskifter i omdrift med tilhørende gødningsplaner. Derudover er opstillet et sædskifte for brak og et sædskifte for permanent græs. Begge sædskifter kan forekomme på alle bedriftstyper. Sædskifterne er vist i tabel 4.7.

Modelberegningerne er, som beskrevet i afsnit 4.2.1, gennemført over en 24-årig periode (1.7. 1989-31.12. 2013). For at afspejle ændringen i kvælstofgødskningen over perioden, er gødningsplanerne korrigeret årligt, således at ændringer i krav til udnyttelse af husdyrgødning er indarbejdet, samt at det årlige forbrug af handelsgødning er justeret til gennemsnitsforbruget på Fyn i de enkelte år. Beskrivelserne for 2003-2013 svarer til forholdene i 2003, altså slutningen af VMP II.

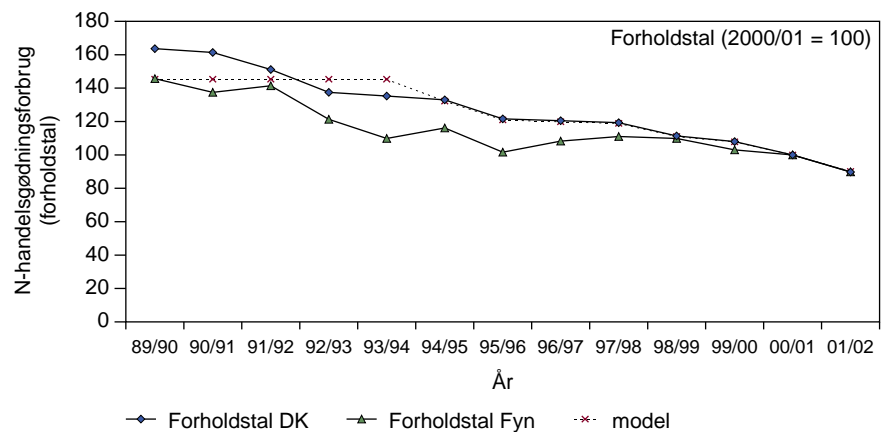
Tabel 4.7 Sædskifter for hver af bedriftsklasserne.

Klasse	1. år	2. År	3. År	4. År	5. År
Blandede brug					
A1	Vårbyg udlæg	Frøgræs	Vinterhvede	Vinterraps	Vinterhvede
A2	Vårbyg udlæg	Græs omdrift	Vinterhvede	Vinterhvede	
A3	Vårbyg udlæg	Frøgræs	Vinterhvede	Vinterhvede	Sukkerroer
A4	Vårbyg udlæg	Græs omdrift	Vinterhvede	Vinterhvede	
A5	Vårbyg	Vinterbyg	Vinterhvede	Vinterhvede	
A6	Vårbyg	Vinterbyg	Vinterhvede	Vinterhvede	
Kvægbrug					
K1	Vårbyg udlæg	Frøgræs	Vinterhvede	Vinterbyg	
K2	Vårbyg udlæg	Græs	Vinterhvede	Vinterhvede	Majs
K3	Vårbyg udlæg	Græs omdrift	Vinterhvede	Vinterhvede	Majs
K4	Vårbyg udlæg	Græs omdrift	Vinterhvede	Vinterhvede	Majs
K5	Vårbyg udlæg	Græs omdrift	Vinterhvede	Vinterhvede	Majs
K6	Vårbyg udlæg	Græs omdrift	Vinterhvede	Majs	
K7	Helsæd	græs omdrift	Vinterhvede	Majs	
Planteavlbrug					
P1	Vårbyg udlæg	Frø	Vinterhvede	Vinterhvede	
P2	Vårbyg	vårbyg	Vinterbyg	Vinterhvede	
Svinebrug					
S1	Vårbyg	Vinterraps	Vinterhvede	Vinterhvede	
S2	Vinterhvede	Vinterhvede	Vårbyg	Vinterraps	
S3	Vårbyg m udl	Frøgræs	Vinterhvede	Vinterhvede	
S4	Vårbyg	Vinterraps	Vinterhvede	Vinter hvede	
S5	Vårbyg	Vårbyg udlæg	Frøgræs	Vinterhvede	Vinterhvede
S6	Vårbyg udlæg	Frøgræs	Vinterhvede	Vinterhvede	
"Ukendte" – planteavlbrug					
U1	Vårbyg	Vinterbyg	Vinterhvede	Sukkerroer	
Andet					
V1	Vedv græs				
B1	Brak				

De tildelte gødningsmængder er vist i figur 4.10. De tilgrundliggende data findes i bilag 4.2.

Handelsgødningstallene er tilbageskrevet efter udviklingen på landsplan, som især i første del af simuleringsperioden ligger over udviklingen på Fyn. På grund af overvurdering af handelsgødnings-tilførslen er der altså en tendens til overvurdering af den totale tilførte gødningsmængde i beregningerne. Fejlen er mindre, jo tættere man kommer på 2001. Der er forskellige vurderinger af udviklingen i kvælstof i husdyrgødning i perioden, men når der korrigeres for stigende mængder gødning og svagt faldende kvælstofindhold i gødningen, synes antagelsen om konstant tilførsel at være rimelig.

Figur 4.9 Udviklingen i handelsgødningsforbrug i perioden 1989/90-2001/02 på landsplan (forholdstal DK) samt på Fyn (forholdstal, Fyn), estimeret på basis af Plantedirektoratets opgørelse for Fyn. Endvidere er vist den i modellen anvendte udvikling. Tallene for gødningsåret 2000/2001 er sat til "100".



I tabel 4.8 og figur 4.9 er vist afvigelserne i forhold til aktuel gødningspraksis. Ved sammenligning med en fremtidig situation skal der tages højde for, at handelsgødningstildelingen er overvurderet med i gennemsnit 3,5 % for perioden 97/98-00/01, eller ca. 4 kg N ha⁻¹ dyrket areal.

Tabel 4.8 Afvigelse mellem aktuel tilførsel af handelsgødning i Fyns Amt, estimeret på basis af salgsstatistikken eller af Fyns Amt (FA) og de i modellen anvendte handelsgødningsmængder.

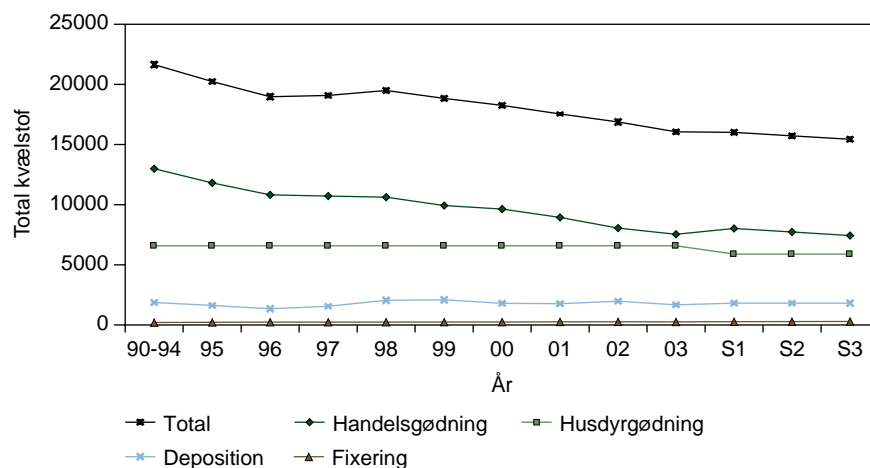
	Forholdstal for handelsgødningsforbrug		Afgivelse,	Afgivelse,	Afgivelse pr. ha gødet areal*
	Estimat, F.A	model	Model/estimat	Tons	model/estimat
1997-1998	111	119	8	703	8,4
1998-1999	110	111	1	108	1,3
1999-2000	103	108	5	429	5,1
2000-2001	100	100	0	0	0,0
2001-2002	89	90	1	57	0,7
Gennemsnit 97/98-00/01			3,5	310	3,7
Afgivelse i forhold til total gødningstilførsel i samme periode			1,9		

* beregnet for det areal, der modtager gødning.

Tabel 4.9 Tilførsel af kvælstof i tons på det totale areal simuleret med Daisy (133.336 ha). Tildelingerne til de enkelte sædskifter er vist i bilag 4.2. FF, FF+5 og FF+10 svarer til simuleringerne med forbedret foderudnyttelse, forbedret foderudnyttelse og stramninger af udnyttelsesprocenten på 5 %, hhv. 10 %. Op til 2002 er eftervirkningen indregnet i udnyttelsesprocenterne.

	1990-94	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	FF	FF+5	FF+10
Udnyttelseskrav,													
- svinegylle	55	55	55	55	60	60	65	65	70	75	75	80	85
- kvæggylle	50	50	50	50	55	55	60	60	65	70	70	75	80
Tons													
Handelsgødning	12991	11814	10812	10713	10625	9925	9637	8937	8055	7542	8026	7731	7436
Husdyrgødning	6582	6582	6582	6582	6582	6582	6582	6582	6582	6582	5895	5895	5895
Fiksering	203	221	237	239	235	247	245	257	265	263	273	281	289
Deposition	1871	1625	1349	1552	2052	2088	1796	1771	1977	1676	1818	1818	1818
Total	21647	20242	18979	19085	19495	18842	18260	17547	16878	16063	16012	15725	15438

Figur 4.10 Udvikling i tildelingen af kvælstof i husdyrgødning, handelsgødning, kvælstoffiksering og deposition over modellens beregningsperiode for det totalt modellerede areal, som det indgår i modelberegningerne (identisk med opgivelser i tabel 4.7). Deposition er beregnet af Daisy-modellen, mens de øvrige komponenter er estimeret som beskrevet i teksten.



Efter at sædskifterne var opstillet, blev der fundet et samlet areal på ca. 5.000 ha, der ikke var beskrevet i registrene. Disse er følgende blevet tildelt sædskiftet P2. Dette kan betyde en overdosering med kvælstof på hele arealet og i hele simuleringsperioden med maksimalt 6.5. Modtager en del af dette areal husdyrgødning, der ikke er opgjort i registrene, vil den reelle fejl blive tilsvarende mindre.

Det er meget vigtigt for modellens resultater, hvorledes den er initialiseret med hensyn til den organiske stofomsætning. To størrelser er specielt vigtige, nemlig humusindholdet ved simuleringens begyndelse og hvor stor en mængde organisk stof, der tilføres pr. år. Denne værdi anvendes til initialisering af de organiske puljer. Humusindholdet er bestemt som et gennemsnit af de faktisk målte værdier for humusindhold i horisonterne (ca. 3.600 horisontanalyser, der også er anvendt til jordtypeklassificeringen). Tilbageførslerne af organisk stof er fundet ved at gennemregne hvert sædskifte for de dominerende jordtyper, JB4 og JB6, og derefter arealvægte den af modellen beregnede tilbageføring af kulstof. Værdierne fremgår af tabel 4.10.

Tabel 4.10 Gennemsnitlig kulstofmængde i form af husdyrgødning og planterester, der inkorporeres i jorden for de opstillede sædskifter, kg ha⁻¹.

	JB4, gnsn. klima	JB6, gnsn. klima	Gennemsnit anvendt i modelkørsler.
A1	3782	4108	4027
A2	4367	4488	4458
A3	4390	4591	4541
A4	4752	4883	4850
A5	4240	4310	4293
A6	4494	4550	4536
K1	2849	3048	2998
K2	3915	4016	3991
K3	4226	4295	4278
K4	4318	4385	4368
K5	4472	4547	4528
K6	4963	5076	5048
K7	4967	5238	5170
P1	2945	3104	3064
P2	3381	3426	3415
S1	4256	4369	4341
S2	3973	4167	4119
S3	3355	3516	3476
S4	4851	4888	4879
S5	3663	3681	3677
S6	3979	4161	4116
U0	3979	3452	3584
V1 (vedv. græs)	4790	5019	4962
B1 (brak)	2655	4015	3675

Udviklingen i de organiske puljer for de arealer, der ikke tildeles en fiktiv udvaskning, er vist i figur 4.11. Puljerne er som helhed stabile for den periode, der anvendes til sammenligninger. Sammenlignes størrelsen af den organiske kvælstofpulje i 1998-2001 med puljestørrelsen i 2009-2012, er forskellen 7 kg, svarende til en gennemsnitlig opbygning på 0.7 kg ha⁻¹ år⁻¹. Årsagen til, at det gennemsnitlige organiske indhold er højere end vist for JB4 og JB6 i figur 4.12 er, at de organiske jorde i oplandet udgør ca. 5 %.

Puljeudviklingen varierer imidlertid mellem de forskellige sædskifter. Udviklingen for de forskellige sædskifter, beregnet for klimagrid 10380 på drænet jord over de første 10 år, er vist i figur 4.12. Udviklingen på JB6-jorden svarer til forventningerne, idet puljerne vokser i sædskifter med mest husdyrgødning (max. + 16 kg N⁻¹ ha⁻¹ år) og falder i planteavlsbrugene (-12 kg N ha⁻¹ år⁻¹). Gennemsnittet (arealvægtet over sædskifterne, men ikke over klimagrids) viser en gennemsnitlig ændring pr. år på -2 kg N ha⁻¹. Dette er en væsentlig mindre ændring end resultatet af kvadratnetsundersøgelsen (Heidmann

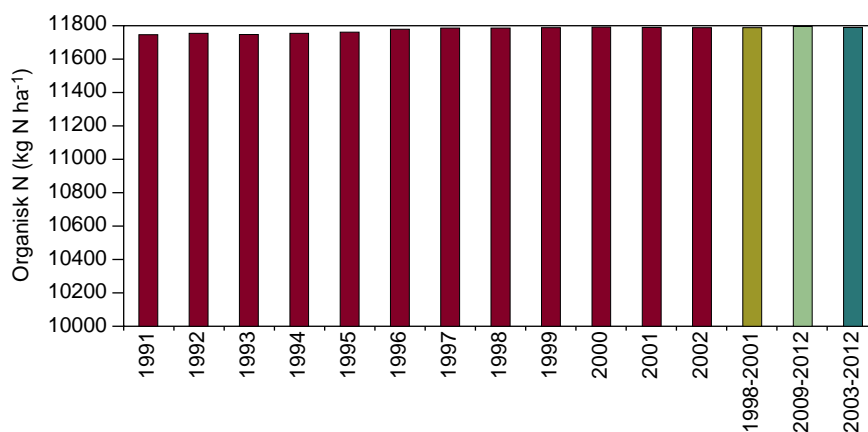
et al., 2001) viser. Her er fundet et fald på $-61 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$, vurderet for alle JB6-jorde.

Omvendt er der en stigning i den organiske pulje for JB4-jorden. Stigningen er, som forventet, størst på de brug, der modtager mest på husdyrgødning og mindst på planteavlsbrug. For perioden 1997-2001 er stigningen, arealvægtet med forekomsten af sædskifterne, $23 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$. Sammenlignes igen med kvadratnetsundersøgelsen er der fundet en gennemsnitlig stigning i de organiske puljer på JB4 på 21 kg N ha^{-1} . Generelt viser kvadratnetsundersøgelsen en variationsbredde på $\pm 100 \text{ kg N år}^{-1}$ i puljeændringer.

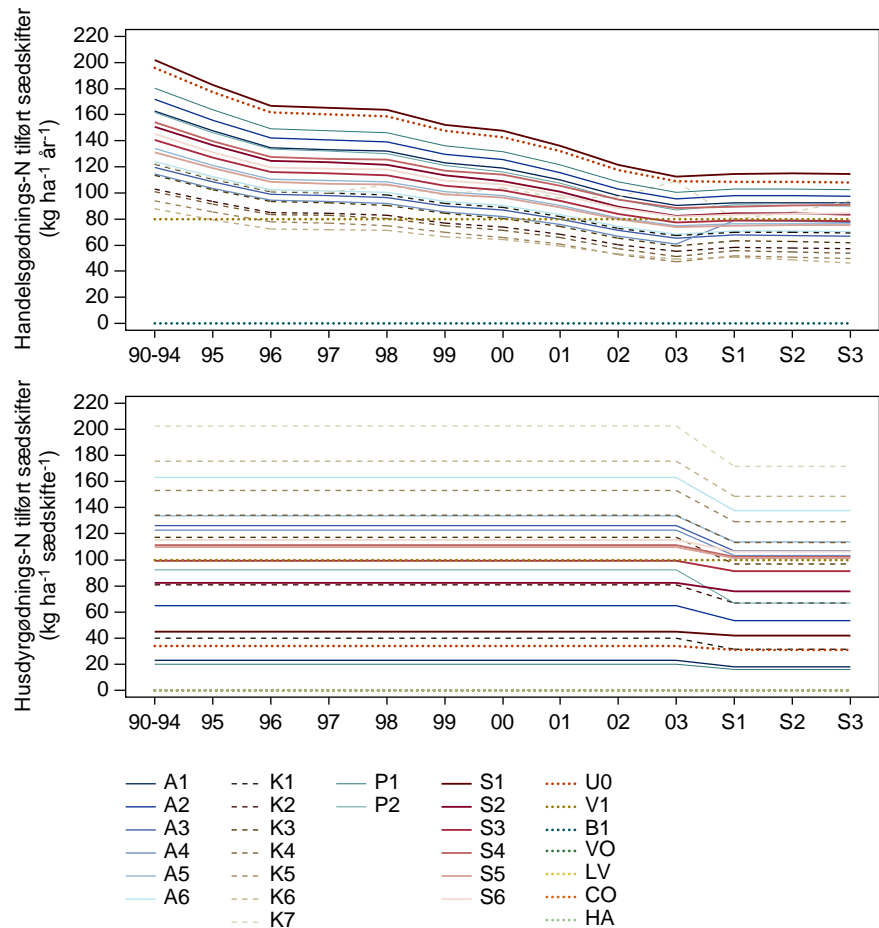
Forskellen i indholdet af organisk stof i JB4-jorden i begyndelsen og slutningen af perioden kan beregnes groft som stigningen i kvælstof (ca. 267 kg N ha^{-1} , skønnet fra figur 4.12), gange C/N-forholdet (13,5) gange omregningsfaktoren til humus (ca. 1,7). I procent af pløjelaget er det 0,16, eller svarende til at humusprocenten ved slutningen af perioden er 1,76 % i stedet for de 1,6 %, der er anvendt til initialisering, og som bygger på et stort antal målte værdier. Små ændringer i det initiale humusindhold har derfor betydning for det endelige resultat.

En mindre puljeopbygning ville give anledning til større udvaskning, men puljeopbygningen afviger altså ikke fra, hvad der er fundet i kvadratnetsundersøgelsen.

Figur 4.11 Den samlede organiske pulje for de arealer inden for det topografiske opland, der ikke tildeles en fiktiv udvaskning, opgjort på kalenderår, og som gennemsnit over forskellige perioder. Bemærk at Y-aksen ikke starter i 0.



Figur 4.12 Udvikling i de organiske puljer over de første 10-års simulering på hhv. de drænede JB6- og JB4-jorde, beregnet med data fra klimagrid 10380.



Kalibreringen af omsætningen af de organiske puljer i Daisy-modellen er dokumenteret i Bruun et al. (2003), og initialiseringsproceduren er dokumenteret i Bruun & Jensen (2002), samt som beskrevet i udkast til rapport fra Daisy-standardiseringsprojektet (Styczen et al., under trykning).

Sædskifterne permuteres, dvs. at der for hvert sædskifte opstilles en række beregningssøjler med forskudt sædskifte (f.eks. ABCD..; BCDA..; CDAB..; DABC..), sådan at alle afgrøder forekommer i alle beregningsår. For hver eneste mark beregnes altså ligeså mange søjler som afgrøder i sædskiftet. Værdierne for de permuterede søjler midles, og den midlede værdi repræsenterer marken i de videre beregninger.

4.2.5 Nedre randbetingelse

Modellens nedre randbetingelse er bestemt ud fra drænkort, oplysninger om dræningspraksis og informationer omkring dybden til grundvand i modelområdet.

Grundvandsdybder er baseret på informationer fra den dynamiske 9-lags DK-model for Fyn, nemlig middelgrundvandsdybder i perioden 1990-2000. For størstedelen af området varierer grundvandsdybden – ud fra DK modellen – mellem 0,75 og 1,50 meter, og middelgrundvandsdybden er ca. 1,25 meter.

Der er indhentet drænkort fra Fyns Amt. Disse kort dækker dog kun en mindre del af det reelt drænede område. For de dyrkede arealer er der, udover områderne på drænkortet, derfor indlagt dræn som nedre rand på alle de lerede landbrugsjorde (JB6 og JB8) og indlagt dræn på de andre landbrugsjorde, hvor gennemsnitsdybden til grundvand er mindre end 2,5 meter. Drænene er lagt i 1 meters dybde. I praksis repræsenterer drænene både etablerede dræn, grøfter og horisontal strømning i jorden. Drænafstanden blev først sat til 18 m, men afstanden blev sænket til 2 m i kalibreringsfasen, fordi Daisy-modellen ikke er i stand til at skelne mellem den horisontale og vertikale ledningsevne i jorden. Ofte er den horisontale ledningsevne en faktor 10 større end den vertikale ledningsevne, der styrer drænafstrømningen i modellen. Denne type dræn er også lagt ind i de bebyggede områder.

I områder, der falder inden for lavbundsområder defineret i 1890 eller som grundvandsmodellen beskriver som områder med opadgående vandbevægelse, anvendes en trykrand, dvs. Daisysøjlerne modtager vand nedefra. Dette blev også indført i kalibreringsfasen.

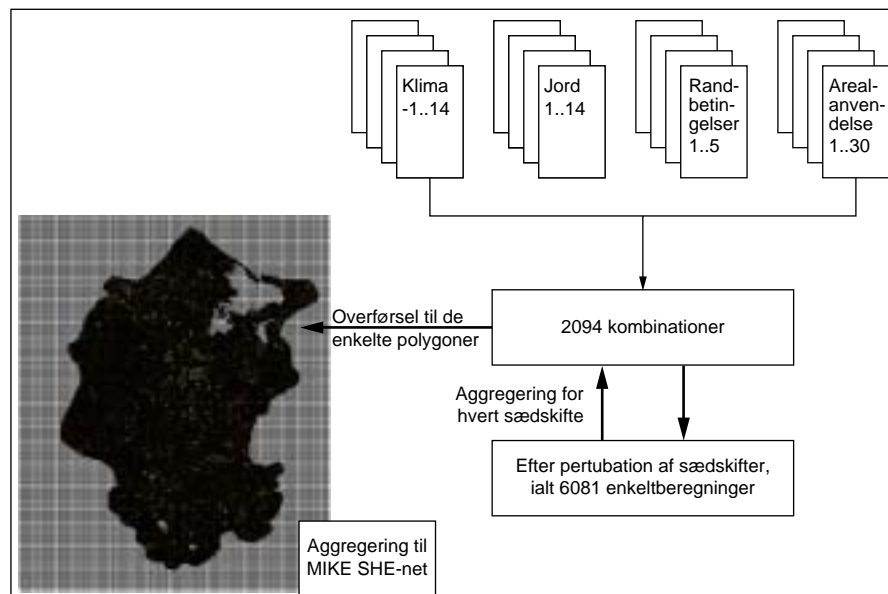
For de udrænede arealer er der indlagt forskellige randbetingelser. For de områder, hvor grundvandsdybden i gennemsnit er mere end 3 meter, er der regnet med fri dræning. For moser og vådbundsområderne er regnet med en fast grundvandsstand i 40 cm dybde. For de øvrige områder, der ikke er omfattet af nogle af disse kategorier, er der regnet med varierende grundvandsdybde, svarende til den middelgrundvandsdybde, der er i disse områder. Rent praktisk er dette gjort ved at indlægge dræn i 1 meters dybde med 50 meters afstand (svarende til grøfter, vandløb og lignende). Aquitardparametrene for de forskellige dræn, der er indlagt, er bestemt ud fra en kalibrering af grundvandsdybden i de respektive områder, hvor der er indlagt dræn.

Resultaterne udtages som hovedregel i 1,25 meters dybde, bortset fra vådområder, hvor resultaterne udtages i ca. 40 cm dybde.

4.2.6 Sammenstilling af data

De forskellige informationer vedrørende klima, jord, vegetation og randbetingelser samles i et GIS-tema til et stort antal polygone, hver med en entydig kode. Der er i alt 2.094 beregnings søjler i opstillingen. Resultaterne aggregeres først pr. sædskifte for hver kombination af klima, jord, sædskifte og randbetingelse. Værdierne for et sædskifte tillægges en markblok eller en mark inden for en markblok, hvis disse er opdelt. Dernæst aggregeres værdierne, tilhørende de respektive polygone til beregningscellerne i MIKE SHE, sådan at der i alt produceres 5.577 tidsserier (en til hver MIKE SHE-beregningscelle), dækkende beregningsperioden. For vand sendes perkolation og drænafstrømning samlet videre til MIKE SHE, for stof sendes nitrat+ammoniumindholdet i samme komponenter videre.

Figur 4.13 Skitse over sammenstilling af data. De overførte datatyper er summen af drænvand og perkolation, samt summen af nitrat og ammonium i drænvand og perkolation.



4.3 Grundvandsmodellen

4.3.1 Generelt

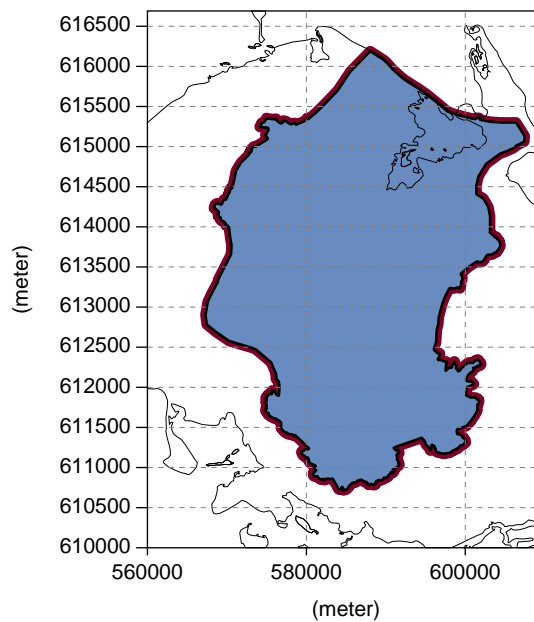
En koblet MIKE SHE grundvands- og MIKE 11 vandløbsmodel er opstillet for oplandet til Odense Fjord i både en stationær og dynamisk udgave.

MIKE SHE modtager nettonedbør fra Daisy-modellen som direkte input til den mættede zone, da beregninger i den umættede zone udføres i Daisy. MIKE SHE udfører beregninger for vand- og stoftransport til grundvandet, samt til dræn og evt. overfladisk afstrømning, mens MIKE 11 varetager transporten af vand og stof i vandløb. Udveksling af vand og stof mellem grundvand og overfladevand er ligeledes inddraget i modellen, idet MIKE 11 vandløb er koblet til grundvandsmodellen langs kanten af beregningskasserne så præcist som den valgte opløsning tillader. Langs disse koblinger kan der således ske udveksling af vand mellem de to modeller.

Modellen er opdelt i 500 m x 500 m beregningsceller og defineret i UTM zone 32 fra: UTM_east: 560000 m og 100 celler mod øst til 610000 m og UTM_north: 6100000 m og 134 celler mod nord til 6167000 m.

Det modellerede opland, vist i figur 4.14, består af 5.577 beregningsceller, svarende til 1.394 km², hvoraf de, som ligger på randen, er inaktive. Området inden for modellens rand består af 5.248 aktive beregningsceller i hvert lag, hvilket svarer til 1.312 km². Modellens 9 lag giver i alt 47.232 aktive beregningsceller. Det blå område i figur 4.14 svarer til de aktive celler, mens det røde område er modellens rand.

Figur 4.14 Afgrænsning af VMP III modelområdet. Blåt område er aktive celler inden for modellen, mens røde er modellens rand.

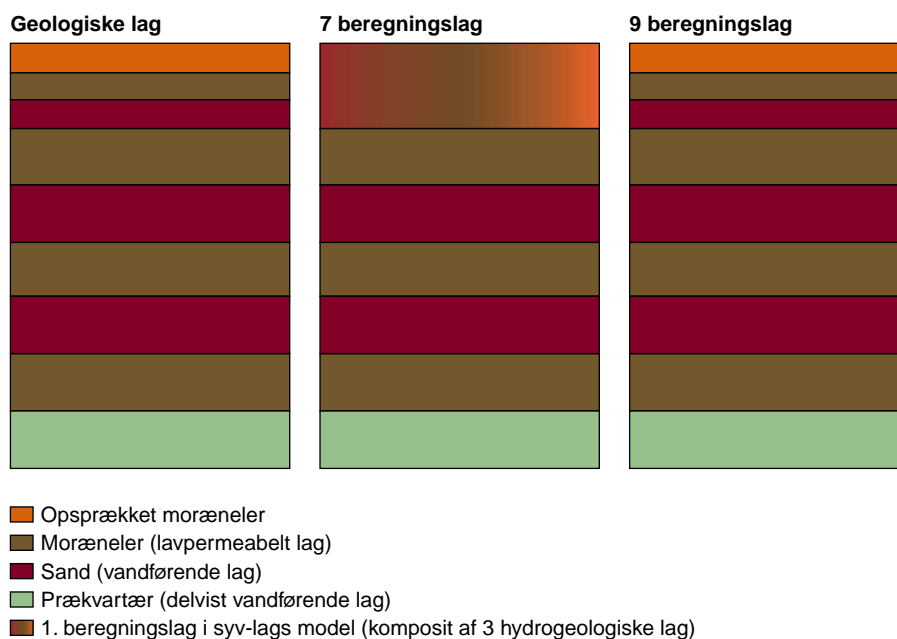


4.3.2 Modelgrundlag

Som udgangspunkt for en hydrogeologisk model for oplandet valgte DHI og GEUS i fællesskab at tage udgangspunkt i den eksisterende Nationale Vandressource Model for Fyn (Henriksen et al., 1997; Henriksen og Sonnenborg, 2003), herefter benævnt DK-modellen. Modellen består af ni geologiske lag. De tre øverste geologiske lag danner tilsammen det øverste beregningslag, mens de øvrige geologiske lag hver udgør et beregningslag. Modellen har i alt syv beregningslag ("syv-lags model"), se figur 4.15. I nærværende projekt ønskes en præcis beskrivelse af strømningen i de øverste tre geologiske lag, hvilket syv-lags modellen ikke kan give. Derfor er indført yderligere to beregningslag. Dette er illustreret i "ni-lags-modellen" i figur 4.15 hvor de viste ni beregningslag svarer til hver sit geologiske lag.

Den eksisterende syv-lags-model for Fyn består af beregningsceller på 1000 m x 1000 m. I nærværende projekt er det valgt at omarbejde modellen til beregningsceller på 500 m x 500 m.

Figur 4.15 Illustration af modellens opbygning af geologi og beregningslag ved henholdsvis 7 og 9 beregningslag.



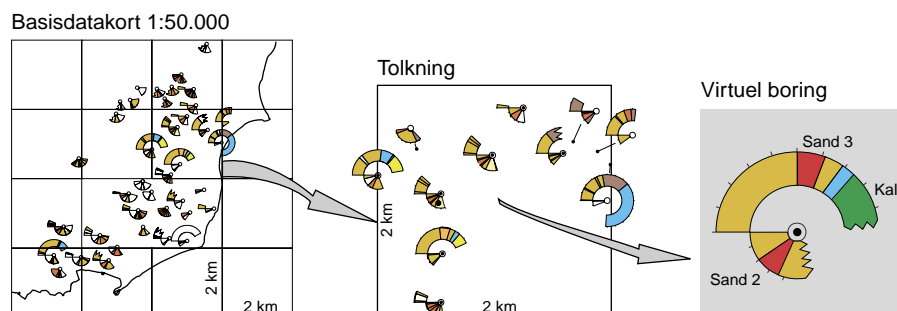
4.3.3 Digital højdemodel

Ved omarbejdningen til 500 m x 500 m beregningsceller blev den eksisterende digitale højdemodel (DEM) udskiftet med en mere detaljeret. Den nye DEM er baseret på en Top10DK-model med 25 m grids fra Kort- & Matrikelstyrelsen. På baggrund af de 400 grid værdier inden for hver 500 m x 500 m beregningscelle blev interpoleret en middel gridværdi.

4.3.4 Geologisk tolkning

I stedet for at konvertere DK-modellens geologiske model til 500 m grid er det valgt at arbejde ud fra den oprindelige geologiske tolkning. Tolkningen er foretaget på baggrund af boringer på de trykte 1:50.000 basisdatakort. Kortene er inddelt i 2 km x 2 km celler, og ud fra boringer, beliggende i cellen, er der tolket en 'virtuel boring' i centrum af cellen. Dette princip er illustreret i figur 4.16. I de celler, hvor der ingen boringer er, anvendes oplysninger fra de omgivende celler.

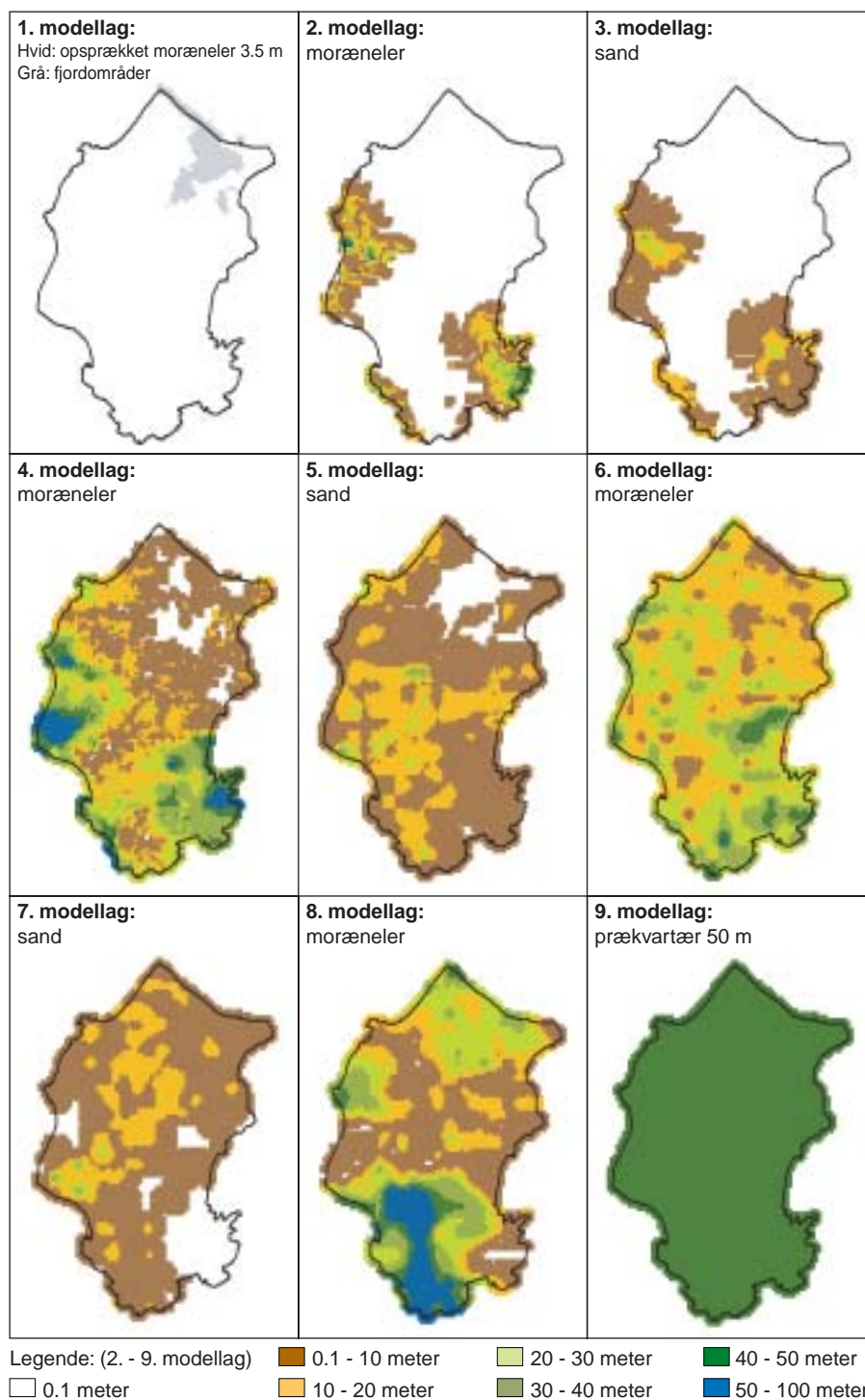
Figur 4.16 Illustration af princippet for den geologiske tolkning.



På baggrund af den geologiske tolkning er koten og tykkelsen af de enkelte lag interpoleret til 500 m x 500 m grids til anvendelse i MIKE SHE-modellen. Tykkelsen af det øverste lag "opsprækket moræneler" er dog ikke bestemt ud fra ovennævnte tolkning, men i stedet angivet til 3,5 m i hele oplandet. I områder, hvor et geologisk lag ikke eksisterer ifølge tolkningen, er anvendt en tykkelse på 0,1 m for at følge kravet

om gennemgående beregningslag, der følger de geologiske lag. Den angivne minimumstykkelse af beregningslag i MIKE SHE er ligeledes sat til 0,1 m. Tykkelse og udbredelse af de ni modellag ses i figur 4.17.

Figur 4.17 Udbredelse og tykkelse af de 9 modellag.



I DK-modellen er der, udover de 3 vandførende lag, endvidere indført nogle områder i lerlagene med højere ledningsevne som følge af sandvinduer. Dette er gjort ved anvendelse af såkaldte linsers i MIKE SHE. Disse linsers størrelse og udbredelse er uændrede i forhold til DK-modellen.

I modellens to inkluderede fjordområder (Odense Fjord og en del af Kertinge Nor) er desuden implementeret en linse med meget høj led-

ningsevne. Bunden af lag 1 følger her bunden af fjordene, og ligger altså ikke 3,5 m under terræn som på landområder. Niveaueet er bestemt på baggrund af en AIS havdybde-model med 100 m opløsning. I den inderste del af Odense Fjord, kaldet Seden Strand, og Kertinge Nor var der dog ingen dybdeangivelser i pågældende havdybde model. På baggrund af oplysninger om maksimal dybde af Seden Strand og Kertinge Nor på henholdsvis 1,5 m og 2 m (Rasmussen, 2002) blev der anvendt en dybde på 0,75 i Seden Strand og en dybde mellem 0,75 og 1 m i Kertinge Nor. Grundet modellens grovhed (500 m x 500 m) var det nødvendigt at negligere Enebærodde (vestlige tange ved Odense Fjords udløb) samt alle småøer i Odense Fjord (figur 4.17).

4.3.5 Parametre for de geologiske lag

De hydrauliske parametre for de ni geologiske lag er uændrede i forhold til DK-modellen og angivet i tabel 4.12 (Henriksen og Sonnenborg, 2003).

Tabel 4.12 DK-modellens hydrogeologiske parametre (Henriksen og Sonnenborg, 2003).

Hydrogeologisk lag	K_h [$m s^{-1}$]	K_v [$m s^{-1}$]	S_s [m^{-1}]	S_y [-]
Opsprækket moræneler	1.5e-5	1.5e-7	0.0001	0.06
Moræneler	2e-8	5e-9	0.0001	0.06
Sandlinse i moræneler	1.5e-5	1.5e-6	0.0001	0.2
Sand	1.5e-4	1.5e-5	0.0001	0.26
Prækvartær, kalk	distrib.	distrib.	0.00001	0.15

For de fire morænelerlag i modellen er parametrene ens og også ens over hele området. Det samme gælder for de tre vandførende sandlag. For det nederste prækvartære kalklag er der benyttet informationer fra prøvepumpninger om transmissiviteten og dens fordeling over området. I nærværende model er disse transmissivitetsværdier blevet konverteret til hydraulisk ledningsevne ved at dividere med den fiktive lagtykkelse på 50 m (Transmissivitet = Hydraulisk ledningsevne gange Lagtykkelse).

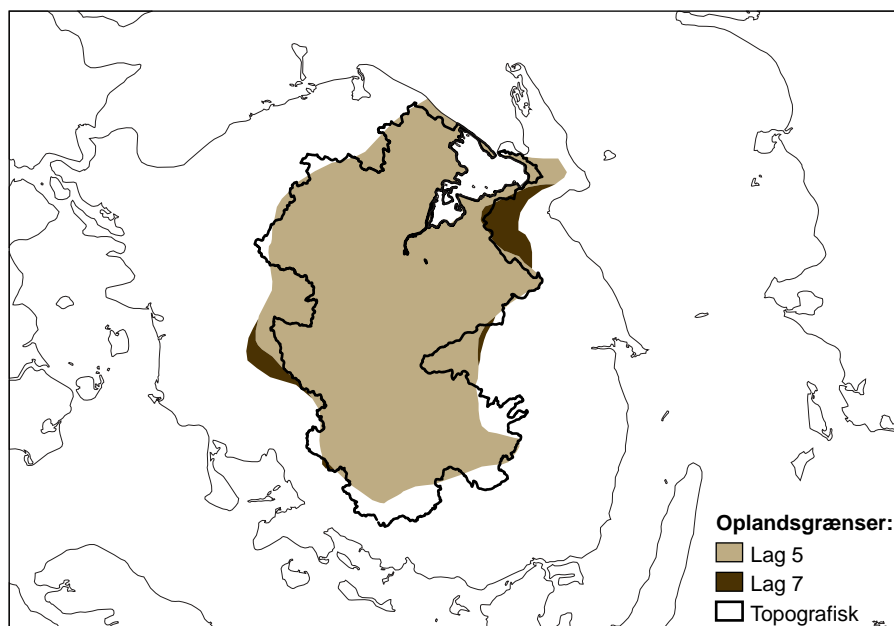
4.3.6 Randbetingelser og afgrænsning af modelopland

Afgrænsningen af modellens opland er baseret på en vurdering af det topografiske opland samt potentialer i de 2 regionale vandførende lag. Fra en 20 års simulering med DK-modellen er der udtrukket middelpotentialer for modellens to regionale sandlag, svarende til modellag fem og syv. Ud fra hvert sandlagspotentialekort er fremstillet et grundvandsopland for Odense Fjord på baggrund af grundvandsskel. Det topografiske opland samt de to potentiale bestemte oplande er vist i figur 4.18a.

Grundvandsoplandene dækker begge et større areal (lag fem og lag syv henholdsvis 1.100 km² og 1.155 km²) end det topografiske opland (1.060 km²), men der er dog også områder, hvor det topografiske opland ligger ud over grundvands oplandene. For at kunne inkludere hele det topografiske opland sammen med en god afgrænsning af den mættede zone blev det besluttet at benytte foreningsmængden af

de tre forskellige oplandsafgrænsninger som modelområde for alle lag. På grund af dette valg har det derfor også været nødvendigt at inkludere nogle enkelte vandløb i modellen, som har deres udløb i andre oplande end Odense Fjord.

Figur 4.18a Topografisk opland, grundvandsopland for øverste regionale sandmagasin (lag 5) og grundvandsopland for nederste regionale sandmagasin (lag 7).



Arealet af foreningsmængdens landområder er i alt 1.260 km², dog kun 1.240 km² i modellen (4.960 celler) pga. udelukkelse af Enebærødde og små øer i Odense Fjord.

Som grænsebetingelser er benyttet en impermeabel rand (nul-flux rand) rundt om modelområdet bortset fra, at der er fastholdt et trykniveau på 0 m for øverste modellag i Odense Fjord, Kertinge Nor og enkelte havområder, hvor modellen er afgrænset af Kattegat (i den nordvestlige del), se figur 4.14.

4.3.7 Kobling mellem Daisy og MIKE SHE

Som nettonedbørs-input til modellen er både gennemført beregninger med DK-modellens rodzonemodul (Henriksen et al., 1997; Henriksen og Sonnenborg, 2003) og Daisy-beregnet nettonedbør med henblik på at sammenligne modellens resultater ved en empirisk og en fysisk baseret beskrivelse af nettonedbøren.

I tabel 4.13 ses en sammenligning mellem nettonedbørmængderne inden for modellens landområder, dvs. 1240 km². De to slags input kan dog ikke direkte sammenlignes. Ved anvendelse af DK-modellens rodzonemodul anvendes en såkaldt UZ-dummy eller infiltrationskoefficient, hvor en del af nedbøren routes overfladisk til vandløbene under hensyntagen til skala, befæstede arealer og topografisk variabilitet. Ved anvendelse af Daisy-nedbør benyttes der ingen UZ-dummy, men i stedet er der inkluderet en række ekstra punktkilder i vandløbsopstillingen i form af rensningsanlæg og regnvandsbetingede overløb. Disse kilder er beskrevet i kapitel 4.4.4, og er baseret på beregnede værdier fra Fyns Amt.

Den samlede vandbalance for de to modeller er overensstemmende.

Tabel 4.13 Sammenligning af DK-modellens simple rodzone nettonedbør og Daisy's nettonedbør som input til MIKE SHE inden for modellens 1.240 km² landområder.

År	DK-rodzonemodul [mm] Inkl. overfladisk afstr.	DK-rodzonemodul [mm] ekskl. overfladisk afstr.	Daisy [mm]	Punktkilder*
1990	334	285	275	40
1991	218	186	208	38
1992	269	229	232	36
1993	364	310	320	38
1994	439	374	435	42
1995	225	192	297	40
1996	135	115	16	29
1997	149	127	77	33
1998	390	333	360	44
1999	387	330	350	46
2000	282	240	254	40
Total	3192	2721	2824	425
middel år	290	247	257	39

*Punktkilderne er omregnet til mm i forhold til oplandets topografisk areal

4.3.8 Oppumpninger

Der er benyttet de samme års akkumulerede værdier for oppumpning i perioden fra 1990-2000, som er benyttet i DK-modellen. Fra 2001 og frem benyttes år 2000 oppumpninger. Det har været nødvendigt at splitte enkelte oppumpninger op. Dette skyldes, at oppumpninger hidtil kun har været defineret i et punkt (beregningsceller), hvilket gør, at 500 m x 500 m celler nemmere "løber tør" end celler i et 1000 m x 1000 m beregningsnet, og det er uønsket.

I alt oppumpes der 280 mill m³ i periode fra 1990-2000, svarende til ca. 225 mm eller ca. 20 mm/år inden for landområdets 1.240 km².

4.3.9 Dræn

Overalt i MIKE SHE-modellen drænes 1 m under terræn, hvilket vil sige, at der ledes vand til dræn, når grundvandspejlet står højere end 1 m under terræn. Der drænes ikke i områder med fastholdt trykniveau, samt i enkelte vådområder og engarealer, der har en udbredelse, som dækker et helt MIKE SHE grid. Inden for det topografiske opland ledes drænvandet til nærmeste vandløb inden for lokale deloplande, mens drænvand uden for det topografiske opland ledes direkte til randen. Der er benyttet en drænkostant på $7e^{-8} s^{-1}$ ved anvendelse af nedbørsinput fra rodzonemodulet, mens der med Daisy-beregningerne benyttes en drænkostant på $3e^{-7} s^{-1}$. Antagelser vedrørende dræn i de to modeller har ført til en tidsforsinkelse i vandtransporten til vandløbene, og dette er der søgt kompenseret for gennem den højere drænkostant, anvendt med Daisy-resultaterne.

4.3.10 Beskrivelse af redox-zonering

Undersøgelser af kvartære sedimenter i Danmark har vist en sammenhæng mellem udbredelsen af geokemiske zoner og forekomsten af nitratholdigt vand (Ernstsen et al., 2001). Således forekommer nitrat typisk i iltede jordlag med gule, gulbrune, brune og gråbrune farver, mens jordlag med grå, brungrå og sorte farver normalt ikke indeholder nitrat. Overgangen fra iltede jordlag til reducerede jordlag kan beskrives ved redoxgrænsen.

Inden for oplandet til Odense Fjord er redoxgrænsen bestemt for de boringer i Jupiter-databasen, der indeholder samtidige oplysninger om de geologiske forhold som redoxforhold, udtrykt ved sedimentfarve. Desuden gælder det for disse boringer, at de er karakteriseret ved at have samme geologiske sedimenttype såvel over som under redoxgrænsen, at der ikke forekommer reducerede bjergarter over redoxgrænsen, samt at der ikke er registreret et vandspejl over terræn i boringen.

I alt ca. 230 boringer inden for oplandet opfyldte de nævnte kriterier. Dybden til redoxgrænsen blev behandlet i henhold til tematiske temaer, omhandlende oplysninger om jordartsdata, geologiske forhold, topografiske forhold, samt nettonedbør (grundvandsdannelse). Resultaterne heraf viste, at højtliggende og sandede områder havde udviklet den dybeste iltede zone, mens områder med smeltevandsler, samt lavbundsområder, kær og enge, havde den mindst udviklede iltede zone. Inden for oplandet er der beskrevet i alt 4 klasser (tabel 4.14).

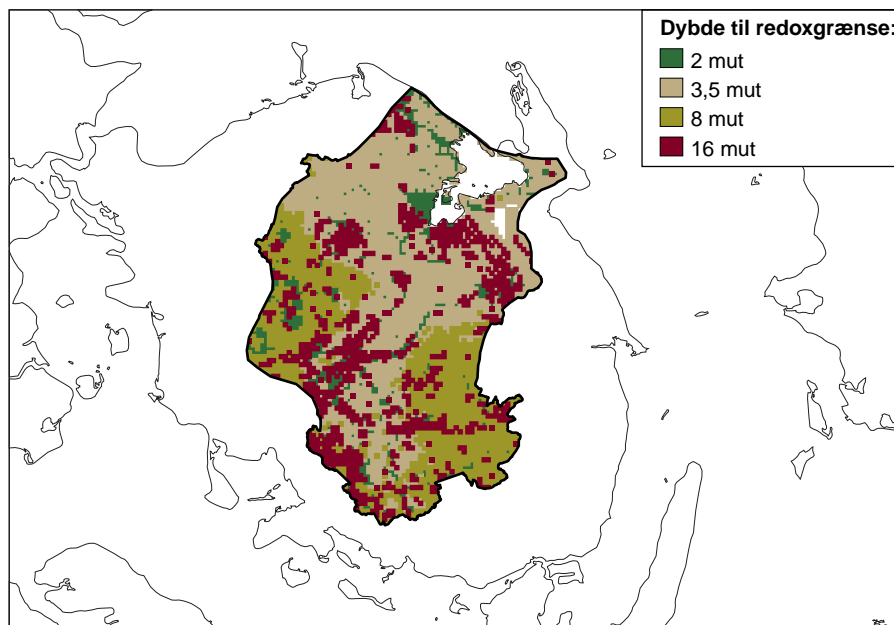
Tabel 4.14 Klassifikation af redoxgrænsens dybde.

Klasse	Beskrivelse	Dybde til redoxgrænse
1	Smeltevandsler, eng og kær områder, vandløbsnære områder	2 meter
2	Moræneler, beliggende under kote 45 m o.h.	3,5 meter
3	Moræneler, beliggende over kote 45 m o.h.	8 meter
4	Sand- og grusaflejringer	16 meter

Opdelingen i klasser er i stor overensstemmelse med en tidligere undersøgelse af den sydvestlige del af Sjælland (Henriksen et al., 2000). Eng og kær områder, samt vandløbsnære områder blev afgrænset i henhold til oplysninger på målebordsblade.

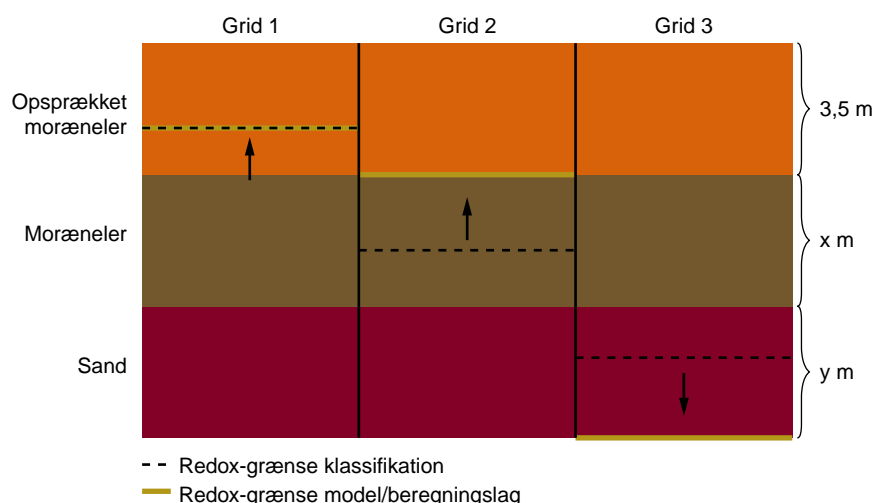
Ved hjælp af ovennævnte klassifikation er dybden til redoxgrænsen bestemt inden for hvert grid i modelområdet, efter det dominerende sediment (figur 4.18b).

Figur 4.18b Inddelingen af dybden til redoxgrænsen i grid på baggrund af tabel 4.7.



Ved implementering af redoxgrænsen i en model med en eksisterende geologisk tolkning står man over for nogle valg, når dybden af redoxgrænsen ikke er sammenfaldende med en hydrogeologisk laggrænse i modellen. Dette er illustreret i figur 4.19 med snit ned gennem de tre øverste lag i tre forskellige sæt beregningsceller (grids). I første grid ligger redoxgrænsen i følge klassifikationen 2 m under terræn midt i modellens øverste lag. For at repræsentere dette i selve modellen er det nødvendigt at flytte modellens beregningslag op til redoxgrænsen, hvilket i disse tilfælde bryder med princippet om sammenfaldende beregningslag og geologiske lag. I andet grid ses et andet tilfælde, hvor redoxgrænsen ligger midt i et lag af moræneler. Under forudsætning af næsten udelukkende vertikal strømning i moræneler antages det, at den nøjagtige placering af grænsen er mindre vigtig i disse lag, fordi det nitrat, som bevæger sig ned gennem moræneleret, under alle omstændigheder bliver reduceret. Derfor rykkes redoxgrænsen op til det den øvre laggrænse mellem beregningslagene, som vist i figur 4.19. I det sidste tilfælde (grid tre) ligger redoxgrænsen midt i et af modellens sandlag. I dette tilfælde antages det at laget i dette grid er fuldt oxideret, idet redoxgrænsen flyttes ned til bunden af dette beregningslag.

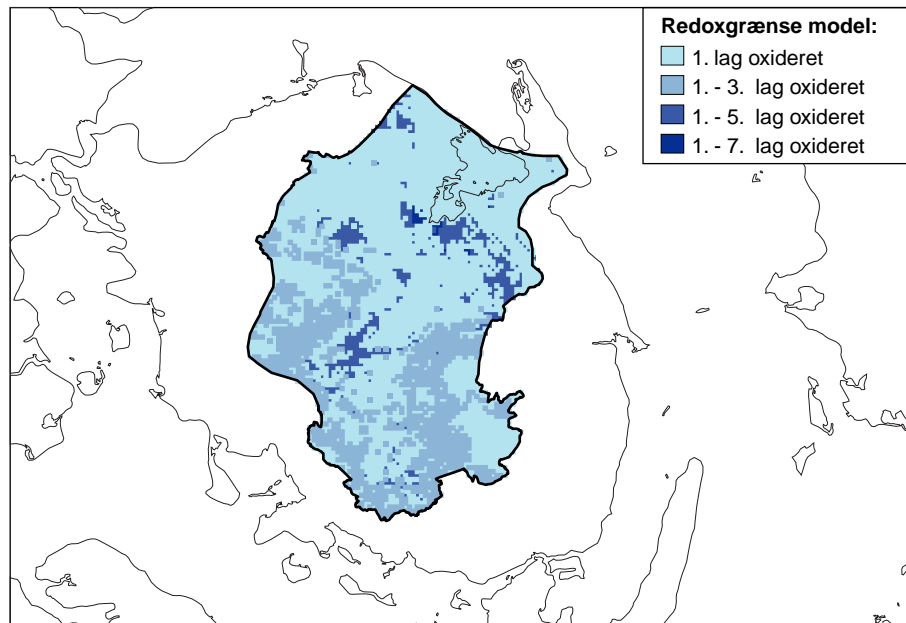
Figur 4.19 Illustration af problemstillingen, når redoxgrænsen ikke er sammenfaldende med laggrænser i model. Tykkelsen på det øverste lag er 3,5 meter, mens de andre tykkelser X og Y kan variere.



De ovennævnte overvejelser omkring implementering af redoxklasserne er anvendt til fremstilling af en redoxgrænse i hele modellen. I figur 4.20 er grænsens placering vist ved angivelse af oxiderede lag i hvert af modellens grid. Det ses, at i en stor del af modelområdet er det kun det øverste lag, som er oxideret. En del af området er endvidere oxideret til og med det tredje lag (det øverste sandlag). En noget mindre del er oxideret til og med femte lag, og endelig er nogle få beregningsceller oxideret helt ned til syvende lag.

Indledende beregninger viste, at modellen med ovennævnte forudsætninger simulerede væsentlig højere nitratkoncentrationer end målt ved alle vandløbsstationer. Det blev derfor besluttet at indføre en delvis reduktion af nitrat i det øverste beregningslag. Det er sket ved i modellens øverste 3,5 m lag at forudsætte en nitratreduktion, svarende til en første ordens nedbrydning med en tidskonstant på 2 år. Data fra landovervågningsområdet Lillebæk (LOOP), som er et meget lille nabooplund til Odense Å, viser, at nitratkoncentrationer i filtre i 3 m dybde er lavere end i filtre i 1,5 m dybde. Der kan således argumenteres for, at der nok er en vis reduktion i det øverste lag. Den benyttede fremgangsmåde er dog rent empirisk og kan, i modsætning til reduktionen i de dybere lag (tabel 4.14), ikke forklares ud fra den viden, vi har om reduktionsprocesserne. Hvis der sker en reduktion, er den ikke tidsafhængig, men snarere variabel i stedet over så lille skala, at det ikke kan beskrives med en 500 m x 500 m opløsning. Første ordens nedbrydningen er valgt for at simulere en nedbrydning, vel vidende at det (måske) rigtige svar fremkommer af forkerte grunde. Man skal derfor være meget forsigtig med at tolke og ekstrapolere resultaterne af denne nitratreduktion uden først at have gennemført uddybende undersøgelser.

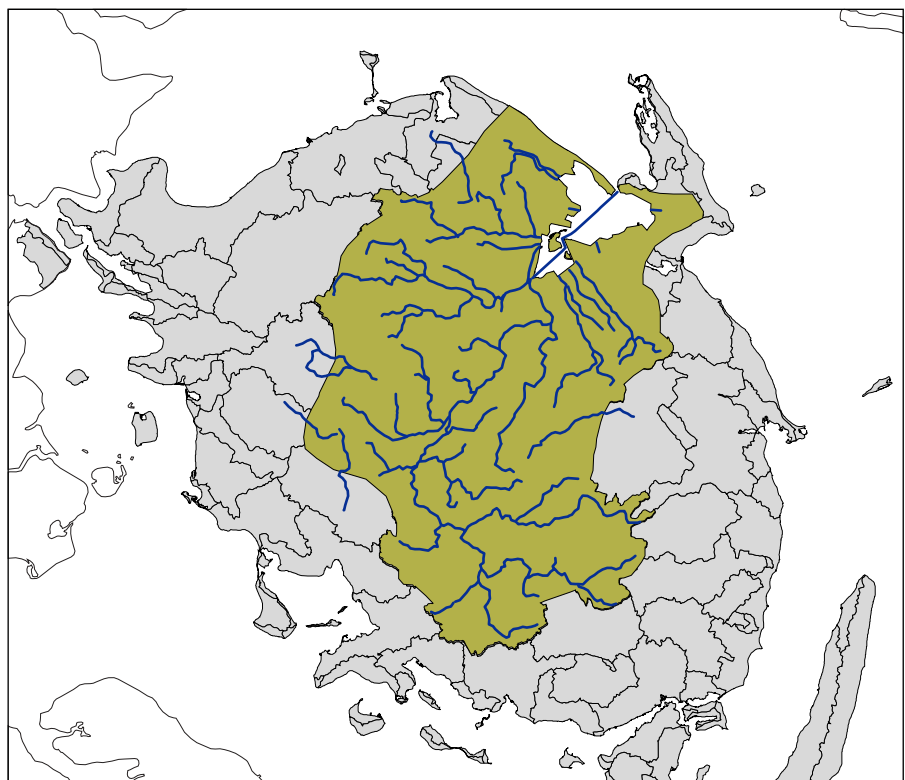
Figur 4.20 Implementeret redoxgrænse i model sammenfaldende med laggrænser.



4.4 Vandløbsmodellen

Den eksisterende MIKE SHE vandløbsopstilling i DK-modellen blev udskiftet med en ny MIKE 11-opstilling. Modelområdet inkluderer en række vandløb, hvoraf nogle er amtsvandløb og nogle er kommunevandløb. Den etablerede model er en regional model med sigte på at give svar på overordnede problematikker, og ikke detailspørgsmål på små lokale områder. Det er derfor valgt kun at inkludere de største vandløb i modellen. Figur 4.21 og tabel 4.15 viser de inkluderede vandløb i vandløbsmodellen. Da vandløbsmodellen er koblet tæt sammen med grundvandsmodellen, dækker den også det samme areal.

Figur 4.21 Vandløb, som indgår i MIKE 11-modellen, vist sammen med det område, grundvandsmodellen dækker. Bemærk, at visse vandløb dræner til modellens rand og ikke til fjorden.



Tabel 4.15 Vandløb og deres implementering i MIKE 11-modellen. VASP= Vandløbstværsnit.

Vandløb	Topo-ID	Stationering	
		Start	Slut
Afløb fra Gammelgrave og Kulem	Kunstigt tværsnit	0	4363
Albækken	Kunstigt tværsnit	0	1638
Arreskov Sø	Dybdekort	0	2250
Bondehaverenden	Kunstigt tværsnit	0	5171
Borreby Møllebæk	Kunstigt tværsnit	0	12608
Brende Å	Kunstigt tværsnit	0	10680
Damhavebækken	Kunstigt tværsnit	0	3832
Frauge Bæk/ Allerup Bæk	Kunstigt tværsnit	0	9538
Geels Å	VASP-OPMÅLT	0	15492
Hedebækken	Kunstigt tværsnit	0	5486
Heden Bæk	Kunstigt tværsnit	0	4396
Holmebæk	Kunstigt tværsnit	0	3643
Holmehave Bæk	VASP-OPMÅLT	-102	15310
Horsebækken	Kunstigt tværsnit	0	6184
Hundtofte Å	Kunstigt tværsnit	0	5803
Højbjergvandløbet	Kunstigt tværsnit	0	5771
Hågerup Å	VASP-OPMÅLT	0	24575
Hårby Å	Kunstigt tværsnit	0	10010
Krags Å	Kunstigt tværsnit	0	8400
Ladegårds Å	Kunstigt tværsnit	0	8650
Lammehavebækken	Kunstigt tværsnit	0	8459
Lettebækken	Kunstigt tværsnit	0	4948
Lille Holmehavebæk	Kunstigt tværsnit	0	3288
Lindved Å	VASP-OPMÅLT	10	21081
Lumby Inddæmmede Strand	Kunstigt tværsnit	0	6900
Lunde Å	VASP-OPMÅLT	2	19125
Margårds Mølle Å	VASP-OPMÅLT	4	11388
Moserenden	Kunstigt tværsnit	0	2374
Møllebækken	Kunstigt tværsnit	0	3773
Nordre Landkanal	Kunstigt tværsnit	0	7971
Nydamsbækken	Kunstigt tværsnit	0	5594
Odense Kanal	Kunstigt tværsnit	0	8400
Odense Å	VASP-OPMÅLT	31	53983
Odense Fjord	Dummy	0	12800
Opland U46	Kunstigt tværsnit	0	1000
Opland U28	Kunstigt tværsnit	0	1000
Opland U29	Kunstigt tværsnit	0	1000
Pilebækken	Kunstigt tværsnit	0	6025
Puge Mølle Å	Kunstigt tværsnit	0	7610
Ringe Å	Kunstigt tværsnit	0	11085
Rislebæk	Kunstigt tværsnit	0	3125
Ryds Å	VASP-OPMÅLT	27	13417
Rævedams afløbet	Kunstigt tværsnit	0	2126
Sallinge Å	VASP-OPMÅLT	0	26753
Silke Å	VASP-OPMÅLT	0	12250
Skelbækken til Vantage	Kunstigt tværsnit	0	2030
Skylløbækken	Kunstigt tværsnit	0	516
Skylløvandsrenden	Kunstigt tværsnit	0	3776
Stavis Å	VASP-OPMÅLT	21	26537
Støremose afløbet	Kunstigt tværsnit	0	1741
Ståbybækken	Kunstigt tværsnit	0	4008
Søndre Landkanal	Kunstigt tværsnit	0	11200
Tørringe Bæk	Kunstigt tværsnit	0	2695

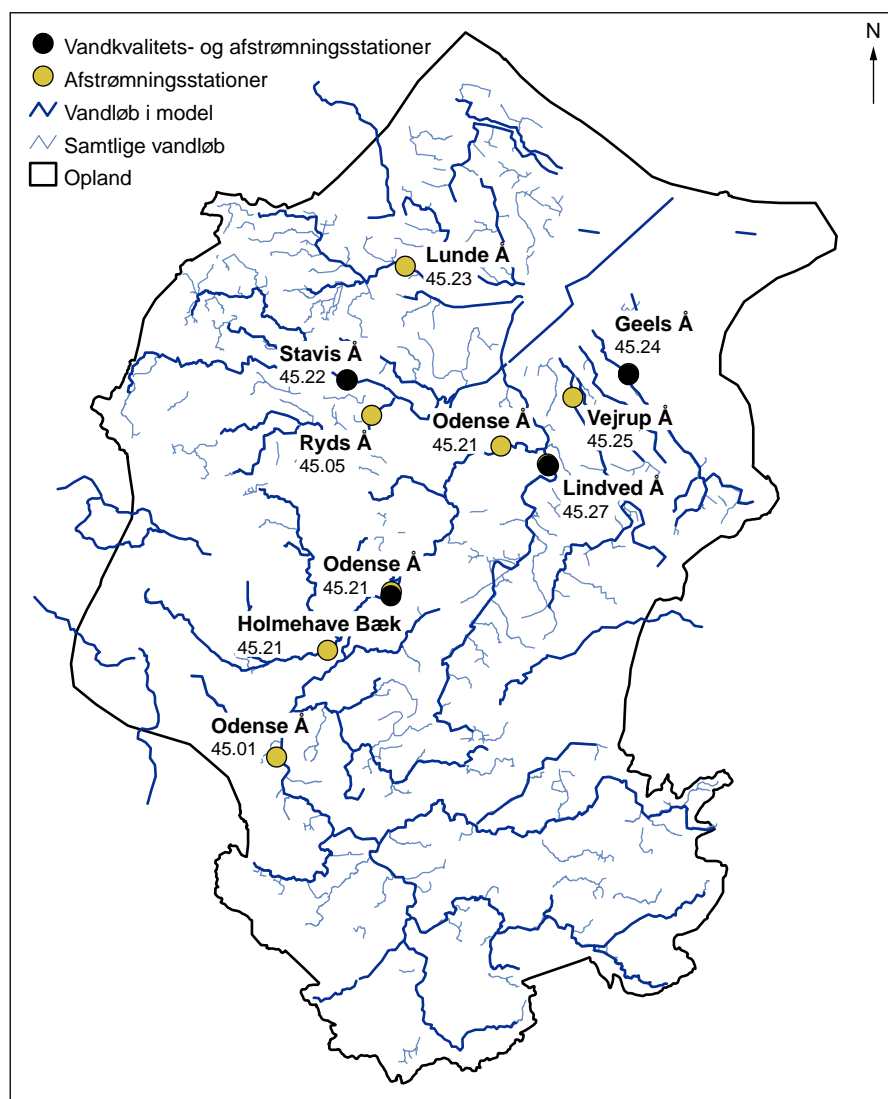
Tabel 4.15 fortsat.

Vandløb	Topo-ID	Stationering	
		Start	Slut
Ulvebækken	VASP-OPMÅLT	0	4412
Vejle Møllebæk	Kunstigt tværsnit	0	3281
Vejrup Å	VASP-OPMÅLT	-42	14916
Viemoserenden	Kunstigt tværsnit	0	6927
Vindinge Å	Kunstigt tværsnit	0	14230
Vittinge Å	VASP-OPMÅLT	0	9357
Volderslev-Lindeved Afløbet	Kunstigt tværsnit	0	3075
Ålebækken	Kunstigt tværsnit	0	6321
Åmosebækken	Kunstigt tværsnit	0	4100

En række vandløb eller koblingspunkter er desuden indlagt i modellen med det ene formål at udtage data til brug for fjordmodellen. Det gælder Søndre Landkanal, Lumby Inddæmmede Strand, Krag's Å og små "oplands-udløbsgrene", inkluderet for udløb fra oplande U28, U29 og U46.

Vandløbsmålestationer, der er anvendt i kalibreringen, er vist på figur 4.22.

Figur 4.22 Målestationer, fra hvilke projektet har anvendt data til sammenligning med modelsimuleringer.



4.4.1 Vandløbstværsnit

Vandløbenes topografi (tværsnits-profiler) består dels af opmålte data, dels af "kunstige" tværsnit, hvor opmålingsdata ikke haves, og dels af udtræk fra højdekort.

- Opmålte vandløb
 - Fyns Amt har leveret opmålte tværsnitsdata for stort set alle amts-vandløb i oplandet. Måledata hos amtet er gemt i et "VASPBER"-program og Topo-ID for de vandløb, hvor vi er i besiddelse af opmålte data, er derfor defineret som "VASP-OPMÅLT".
 - Omkring måledata skal det nævnes, at amtets måledata typisk ligger med meget lille afstand mellem de enkelte tværsnit, typisk er der 10-100 m mellem de enkelte opmålte snit. Til brug i en regional model, hvor mindre lokale variationer ikke er interessante/målbare, er en så stor datamængde ikke optimal, da modellens beregningshastighed derved vil blive meget lav.

Der er derfor lavet en meget kraftig udtynding i de anvendte data for modellen, således at en stor del af de målte tværsnitsdata simpelthen er udeladt i opsætningen. Kriteriet for at fjerne opmålte tværsnit fra modellen har bl.a. været at signifikante variationer i gradienter, ledningsevneegenskaber m.m. skal være inkluderet, men på strækninger, hvor ledningsevneegenskaber eller gradienten ikke ændres signifikant, har det være muligt at fjerne/udelade et større antal tværsnit.

- Vandløbsstrækninger, hvor opmålingsdata ikke er til rådighed.
 - Nogle af vandløbsstrækningerne, medtaget i modellen, er kommunevandløb, og Fyns Amt har ikke opmålingsdata for disse strækninger. Pga. udsigten til en længere forsinkelse af afslutningen på modelopsætning er det blevet besluttet ikke at gå ud til de enkelte kommuner og efterspørge opmålingsdata for disse vandløb. I stedet er der blevet defineret et standard tværsnitsprofil (trapez-profil med bundbredde på 1 m, topbredde på 3 m og 1 m i dybden), som er benyttet i alle vandløb, hvor måledata ikke er til rådighed.
 - En digital terrænmodel over Fyn (500x500 m) er blevet brugt til at finde elevationen på de lokaliteter, hvor det kunstige tværsnitsprofil er påsat. De uopmålte vandløbsstrækninger er derved defineret ved en række standard-tværsnit med en elevation (Datum) udtrukket fra DEM'en for hvert enkelt tværsnit.
- Dybdekort, Arreskov Sø
 - Arreskov Sø (tilløb til Odense Å) er blevet defineret ved en række tværsnitsprofiler, udtrukket fra et dybdekort (fra Fyns Amts hjemmeside).

4.4.2 Vådområder og åbund

Eksisterende vådområder er inkluderet i modelopsætningen i henhold til oplysninger fra Fyns Amt. Det drejer sig om §3-områder i kategorien moser, strandenge og ferske enge, samt VMP II genskabte vådområder. Der er alene medtaget vådområder i umiddelbar nærhed af de vandløb som indgår i MIKE 11 modelopsætningen. Figur 4.23 viser placering af disse vådområder i forhold til vandløbene i oplandet til Odense Fjord. Der er antaget en relativ høj maksimal fjernelsesrate på 700 Kg N ha^{-1} , der begrænses af temperatur og tilførsel af kvælstof. Denne værdi er højt sat med det formål, at en uens fordeling af tildelingen af drænvand langs vandløbet (se afsnit 4.4.5) ikke skal lede til for lav fjernelse af kvælstof i vådområder. Fjernelsesraten i åbunden blev sat til 0 i den endelige simulering.

Figur 4.23 Vådområder inkluderet i model opsætningen.



4.4.3 Randbetingelser

- Øvre randbetingelser (tilløb)
 - Alle øvre randbetingelser i modellen er defineret som tilløbsrande, dvs. stof- og vandføringsrande. Der er på alle disse rande, af tekniske grunde, benyttet en lille og ubetydelig vandfø-

ring og koncentration. Stofbidraget, der kommer over disse rande, er altså helt ubetydeligt. Modellen får sin vandtilførsel fra MIKE SHE, samt punktkilder som renseanlæg og regnvandsudløb.

- Nedre randbetingelser for vandløb
 - Vandløbene udmunder alle i en MIKE 11-streng, der repræsenterer Odense Fjord, eller løber til modellens rand. For Odense Fjord-strengen er defineret en konstant nedstrøm vandstandsrand, svarende til dansk normal-nul ved fjordens udmunding.

4.4.4 Specifikation af punktbidrag til vandløbet

Der er i MIKE 11-modellen indlagt en række tilløb fra punktkilder. Det drejer sig om bidrag fra renseanlæg og regnvandsudløb. De totale mængder er vist i tabel 4.18.

Renseanlæg

Renseanlæg med 330 p.e. og derunder er ikke medtaget i modelopstillingen. Blandt de ikke medtagne anlæg er de største: Mørkeborg Kro Renseanlæg 330 p.e., og Spedsbjerg Renseanlæg på 200 p.e. De resterende, der ikke er medtaget, er alle under 100 p.e. pr. stk. De Renseanlæg, der er medtaget, fremgår af tabel 4.16 med angivelse af vandløbsnavn, en MIKE 11-reference, der specificerer hvor præcis i modellen, punktkilden er knyttet til vandløbet (km), samt anlæggets navn og størrelse.

Tabel 4.16 Renseanlæg medtaget i MIKE 11-opsætningen.

Vandløb	"Chainage" (m)	Renseanlæggets navn	p.e.
Odense Å	35484	Nr Broby	10.000
Silke Å	1698	Korinth	4.000
Odense Å	946	Nordøstanlæg	37.000
Odense Å	9414	Ejby mølle	325.000
Stavis Å	1506	Nordvestanlæg	8.500
Horsebækken	850	Otterup	11.000
Odense Å	48481	Hillerslev	4.500
Sallinge Å	14380	Ringe	14.000
Sallinge Å	20295	Ryslinge	6.500
Hågerup Å	19275	Kværndrup	10.000
Holmebæk	500	Holmehave	19.200

Hoffmannngave Renseanlæg (4000 p.e.) udmunder ved udløbet af Nordkanalen i Odense Fjords nordvestlig hjørne og er alene medtaget i fjordmodellen.

Regnvandsudløb

Bidrag fra regnvandsudløb er for hvert af de 12 oplande indlagt på basis af Fyns Amts oplysning for perioden 1996 – 2002 for den samlede årlige tilførelse af vand og kvælstof. Vandmængden er fordelt over året i henhold til Daisy's beregnede overfladeafstrømning, som drives

af nedbørsvariation de enkelt år. Der er regnet med en fast koncentration over året, svarende til den gennemsnitskoncentration, der har kunnet beregnes for hvert år ud fra data fra Fyns Amt.

Den geografiske fordeling i oplandene er primært foretaget på baggrund af fordelingen af p.e. på renseanlæg i oplandene. Dette er gjort ud fra antagelse af, at regnvandsudledningerne primært kommer fra områder med befæstet og kloakerede arealer.

I tabel 4.17 er angivet, hvor de enkelt regnvandsbidrag tilledes MIKE 11-modellen.

Tabel 4.17 Regnvandsudløb til MIKE 11-modellen.

Vandløb	"Chainage" (m)
Odense Å	35484
Silke Å	1698
Odense Å	946
Odense Å	9414
Stavis Å	1506
Horsebækken	850
Odense Å	48481
Sallinge Å	14380
Sallinge Å	20295
Hågerup Å	19275
Holmebæk	500
Holmehave Bæk	6840
Vejrup Å	7000
Krags Å	4000
Geels Å	8000
Opland U28	500
Opland U29	500
Nordre Landkanal	4000
Søndre Landkanal	5000
Opland U46	500
Lumby Inddæmmede Strand	3000
Ryds Å	6500
Stavis Å	20000

Tabel 4.18 Vandmængder fra regnvandsudløb og renselanlæg (1000 m³ år⁻¹).

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
GEELS Å	254	249	252	252	252	251	165	201	298	314	235	259
HOLMEBÆK	2292	1788	1846	2187	2961	2744	1554	1661	2308	2727	2354	1964
HOLMEHAVE BÆK	485	456	439	418	507	408	250	364	560	648	748	648
HÅGERUP Å	778	512	479	475	727	454	434	400	352	351	401	372
KRAGS Å	286	280	283	283	283	282	172	225	329	381	250	296
LUMBY INDDÆMMEDE STRAND	521	511	515	516	517	515	316	410	601	694	455	541
NORDRE LANDKANAL	411	403	405	406	407	406	248	323	474	546	359	426
ODENSE Å	26556	25603	24000	25346	26560	27051	20172	22773	28262	28908	26722	24495
OPLAND U46	286	280	283	283	283	282	172	225	329	381	250	296
OPLAND U28	215	210	211	212	213	212	130	168	247	286	188	223
OPLAND U29	232	227	229	230	231	229	140	183	267	309	202	241
RYDS Å	17	17	17	17	17	17	10	14	20	22	15	18
SALLINGE Å	1415	1285	1239	1346	1902	1491	1071	1221	1535	1570	1454	1485
SILKE Å	1021	640	470	358	955	618	344	406	544	496	474	536
STAVIS Å	6424	6106	5967	6125	7214	6022	4080	4682	8127	8691	6735	6111
SØNDRE LANDKANAL	500	490	494	494	496	494	302	392	576	665	437	518
VEJRUP Å	992	970	979	981	983	978	599	779	1142	1318	863	1026
IALT	42685	40027	38106	39927	44506	42453	30160	34426	45971	48307	42142	39453

Tabel 4.19 Punktkilder i oplandet, opgjort som bidrag fra rensningsanlæg og regnvandsbetingede overløb. Tallene er i tons total-kvælstof, beregnet som 0.29 * BOD + ammonium-N + nitrat-N, opgjort på agrohydrologiske år.

	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Geels Å	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Søndre Landkanal	3	3	3	3	3	1	2	2	4	3	2	3
Nordre Landkanal	2	2	2	2	3	1	2	2	3	3	1	2
Lunde Å	25	16	22	24	26	10	10	13	21	13	11	14
Odense Å	149	150	125	112	145	113	106	131	164	136	144	106
Stavis Å	126	45	40	34	42	18	12	19	35	27	19	27
Krags Å	1	1	1	2	2	1	1	1	2	2	1	1
U-28	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
U-29	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
U-46	1	1	1	2	2	1	1	1	2	2	1	1
Lumby Indd. strand	3	3	3	3	3	2	2	2	4	3	2	3
Vejrup Å	5	5	5	6	6	3	4	5	7	6	4	5
Hele oplandet	318	229	204	191	236	152	145	179	247	198	186	166

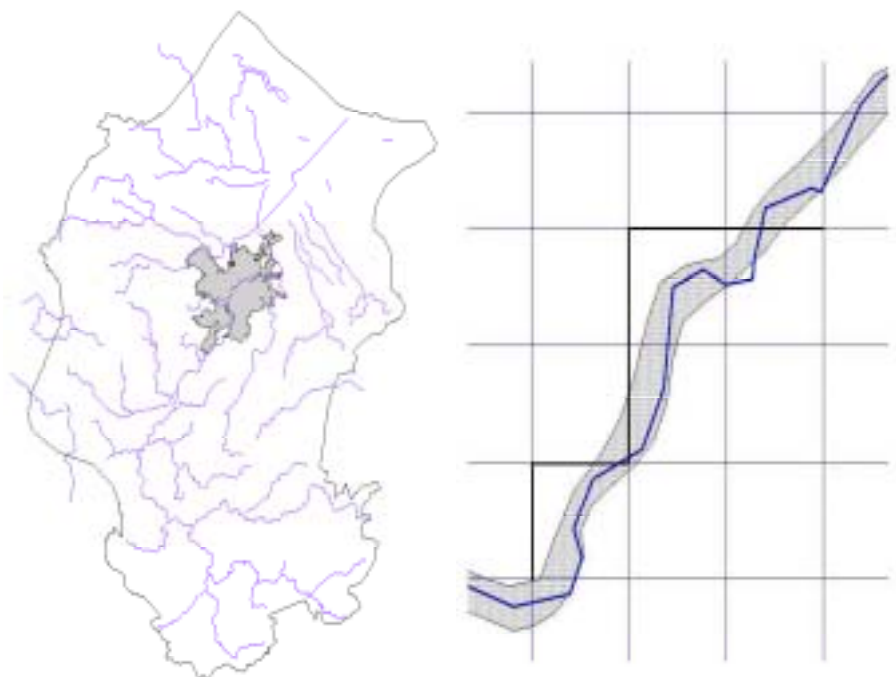
4.4.5 Kobling mellem grundvands- og vandløbsmodel

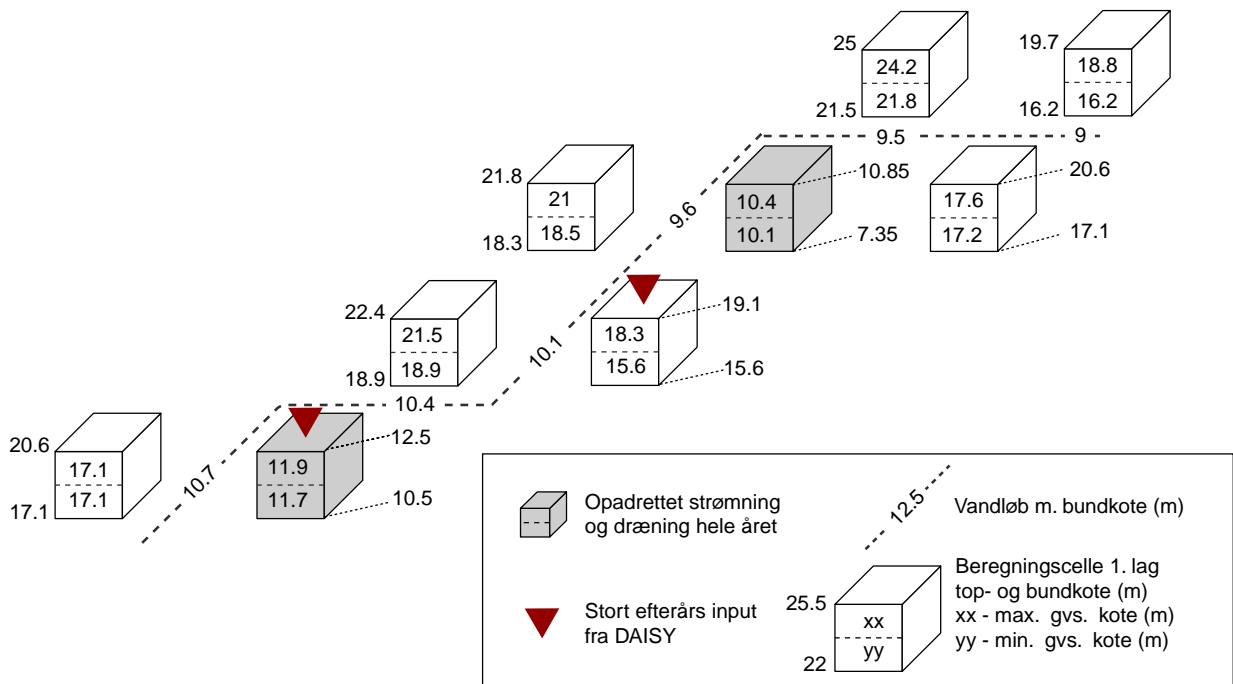
Vandudvekslingen mellem grundvand og vandløb sker dels indirekte via dræn og dels som direkte strømninger fra et grundvandsmagasin til et vandløb. Langt det meste af grundvandstilstrømningen sker i modellen som tilstrømning via dræn i områder, hvor drænrørene (dvs. terrænet minus 1 m) ligger lavere end trykniveauerne i grundvandsmagasinerne. I sådanne områder vil der være opadgående vandbevægelse i grundvandsmodellen til det øverste beregningslag og herefter horisontal strømning via dræn til det nærmest beliggende vandløb.

det nærmest beliggende vandløb. Den direkte vandudveksling via vandløb er styret af den hydrauliske ledningsevne i det geologiske lag under vandløbet, samt af den såkaldte lækagekoefficient (= vandløbsbundens hydrauliske ledningsevne divideret med tykkelsen af det pågældende lag). I lighed med tidligere arbejde med DK-modellen (Dahl et al., 1998) er vandløbs-strækningerne klassificeret som strækninger med høj, middel og lav grundvandstilstrømning (baseflow). I de tre klasser er der anvendt forskellige lækagekoefficienter, nemlig $2e^{-6} s^{-1}$, $2e^{-8} s^{-1}$ og $2e^{-10} s^{-1}$ (kapitel 8 Henriksen og Sonnenborg, 2003). Tidlige simuleringer indikerede problemer med for høje efterårs- og vintervandføringer i Vejrup Å og kun dette vandløb. Dette blev løst ved at tilføje Pilebækken som tilløb til Vejrup Å. Der benyttes et generelt Manning-tal på $25 m^{1/3} s^{-1}$.

Koblingen mellem grundvands- og vandløbsmodel er behæftet med nogle skalaproblemer, fordi grundvandsmodellen anvender et 500 m x 500 m beregningsnet, mens vandløbet skal placeres mellem griddene. Ådalen er ofte væsentlig mindre end 2 grid (1000 m) og kan derfor ikke opløses perfekt i modellen. Figur 4.24 viser et udsnit af ådalen med den modelmæssige placering af Odense Å, vist med den sorte linie, der følger beregningsnettet.

Figur 4.24 Et udsnit af dalen omkring Odense Å (det gråskraverede område på figuren til højre med åens placering angivet med den blå linie) sammenholdt med grundvandsmodellens 500 m beregningsceller og den modelmæssige placering af åen (den fede streg, der følger grænsen mellem beregningsceller).





Figur 4.25 Snit gennem beregningsceller i den del af ådalen der er vist i figur 4.24.

For den på figur 4.24 viste åstrækning er der vist detaljer af terrænkoter, bundkoter i vandløb og angivelse af i hvilke celler, der er henholdsvis opadgående vandbevægelse i grundvandsmodellen og stort simuleret efterårsafstrømning i Daisy. De beregningsceller, som har opadrettet strømning og dræning hele året fungerer i modellen som vådområder. Som det fremgår af figuren, fungerer to af de ni viste celler som "vådområde-celler", mens virkeligheden (figur 4.25) viser, at ådalen, og dermed også vådområdet, er smallere, men sammenhængende. Det totale areal med vådområde bliver nogenlunde repræsenteret i modellen, men den stedmæssige placering er ikke nøjagtig. Såfremt der simuleres nitratfjernelse i vådområder, vil ovenstående udsnit formentlig give rimelige værdier set i forhold til fjorden, men modellen kan ikke benyttes til i detaljer at udpege præcist hvilke arealer, der med fordel kan udlægges til vådområder, men "kun" hvor store arealer, der kan udlægges inden for større åstrækninger. Det illustrerer en begrænsning af modellens evne til at beskrive vådområder, som kun kan forbedres ved at vælge et finere beregningsgrid med tilhørende øgede krav til data og beregningstider.

4.4.6 Tidsskridt og initialbetingelser for MIKE SHE/MIKE 11

Ved maksimale tidsskridt i MIKE SHE på 4 timer for overfladisk afstrømning (OC), 24 timer på grundvandsdelen (SZ) og tidsskridt på 5 min. i MIKE 11 tager en simulering af vandtransport fra 1. januar 1990 til 31. december 2000 med daglige nedbørsværdier ca. 12 timer på en 2.4 GB Hz Pentium 4 maskine. MIKE 11 startes med hotstart fil kørt med 1 min. tidsskridt for at forhindre instabilitet.

Der er anvendt trykniveauer fra stationær kørsel af modellen med middel input 1991-2000 med DK-modellens rodzone modul.

En stoftransportberegning uden procesbeskrivelser for samme periode tager ca. 1 døgn. Inkluderes processer i åen og i vådområder, er beregningstiden ca. 1 døgn pr. år.

4.5 Kalibrering og validering af modeller til oplandet

4.5.1 Daisy-modellen

Daisy-modellens beregnede vandafstrømning er sammenlignet med observeret afstrømning. Der er kalibreret på drænafstand og aquitard-dybde samt ganske lidt på den umættede hydrauliske ledningsevne. Der er ikke foretaget nogen form for detail-kalibrering af delområder eller enkelte vegetationstyper. For stofberegningerne er afgrødemodulerne kalibreret mod høstudbytter for en række afgrøder i gennemsnit over 10 år.

Vand

Resultaterne af vandberegningerne fra de opstillede Daisy-beregninger kan først evalueres, når de er givet videre til grundvandsmodellen, og den samlede afstrømning er sammenlignet med observerede data fra målestationer. Kalibreringen foregik derfor som en iteration mellem de to modeller. Med hensyn til vand var der to primære mål for Daisy-kalibreringen:

- a) at opnå en rimelig årlig vandbalance,
- b) at simulere årstidsvariationerne.

Det var klart tidligt i simuleringerne, at der var en systematisk forsinkelse i drænafstrømningen om efteråret og en mindre forsinkelse i afstrømningen om foråret. Der blev derfor gjort flere forsøg på at få Daisy til at generere tidlig drænafstrømning. På baggrund af en række simuleringer med enkelt søjler blev placeringen af perkolationsbegrænsende lag (aquitarden) og ledningsevne i drænedede områder sat til henholdsvis 1,5 m og 0,01 cm/time. Hermed kunne opnås den hurtigst mulige forekomst af drænafstrømning samtidig med, at drænafstrømningen udgjorde ca. 40 % af den totale udstrømning fra beregningssøjlen (Simmelsgaard, 1996. Arealdatakontoret, 1985). Den gennemsnitlige grundvandsdybde passer med dybden af grundvand i MIKE SHE. For udrænedede områder, hvor dræn indlægges i modellen med stor afstand for at efterligne grøfter og lignende, er der derefter reguleret på afstanden mellem disse dræn. Formålet her har været at undgå lange perioder med grundvandsstand over jordoverfladen.

Denne opstilling gav en udmærket årlig vandbalance, men udviste en systematisk skævhed i sæsonvariationen i vandtilførslen. Desuden var udsvingene i drænafstrømningen stærkt dæmpede i simuleringen.

På baggrund af en række sensitivitetanalyser, hvor effekten af ændringer i jordtekstur og randbetingelser blev undersøgt, blev det klart, at for at opnå den tidlige afstrømning måtte en række beregningssøjler, der tilføres ekstra vand fra søjlens bund, inkluderes.

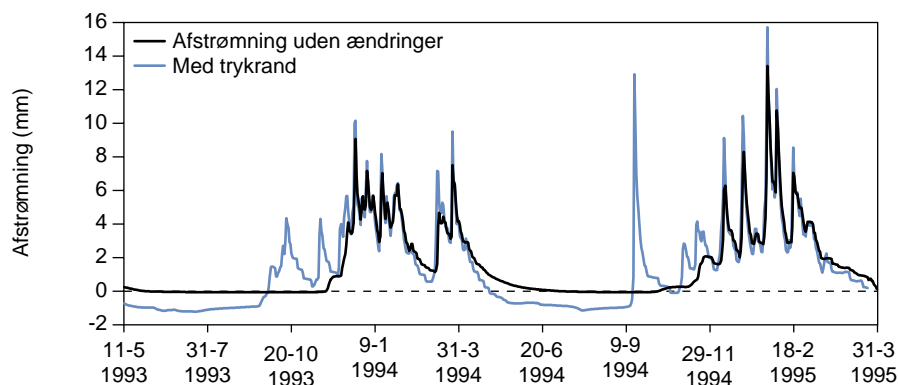
Dette gøres i praksis ved, at der på de drænedede områder indlægges et tryk under aquitarden. Vand kan presses op gennem det begrænsende lag. Da det tilførte vand indgår i vandbalancen, tilføres der ikke ekstra vand.

En sammenligning mellem en beregningssøjle med almindelig drænrånd og med trykrånd er vist i figur 4.26. Disse søjler er placeret to steder i modellen. For det første er de placeret i de områder, som ifølge kortlægning fra 1890 skulle være lavbundslande, hvor der må forventes at være tilstrømning. Dernæst placeres de, hvor MIKE SHE simulerer opadgående vandbevægelse i det øvre lag, altså hvor der i grundvandsmodellen forudsiges en tilstrømning. I tilfælde af at rodzonemodellen havde været koblet til grundvandsmodellen, ville i alle tilfælde de sidstnævnte områder have modtaget grundvandstilstrømning. For at kompensere for den ekstra fordampning, der finder sted i disse beregningssøjler, er ledningsevne-funktionen i jordene ændret en smule i forhold til de af HYPRES-pedotransfer-funktionen forudsagte værdier. Dette sænker den årlige fordampning på de resterende arealer med nogle få mm uden at ændre på afdræningen i øvrigt.

For at øge afdræningshastigheden blev drænafstanden mindsket til 2 m i modelopsætningen. Dette er ikke fysisk realistisk, men det er en måde at kompensere for, at den horisontale ledningsevne er større end den vertikale ledningsevne, der styrer afdræningsprocessen i Daisy-modellen.

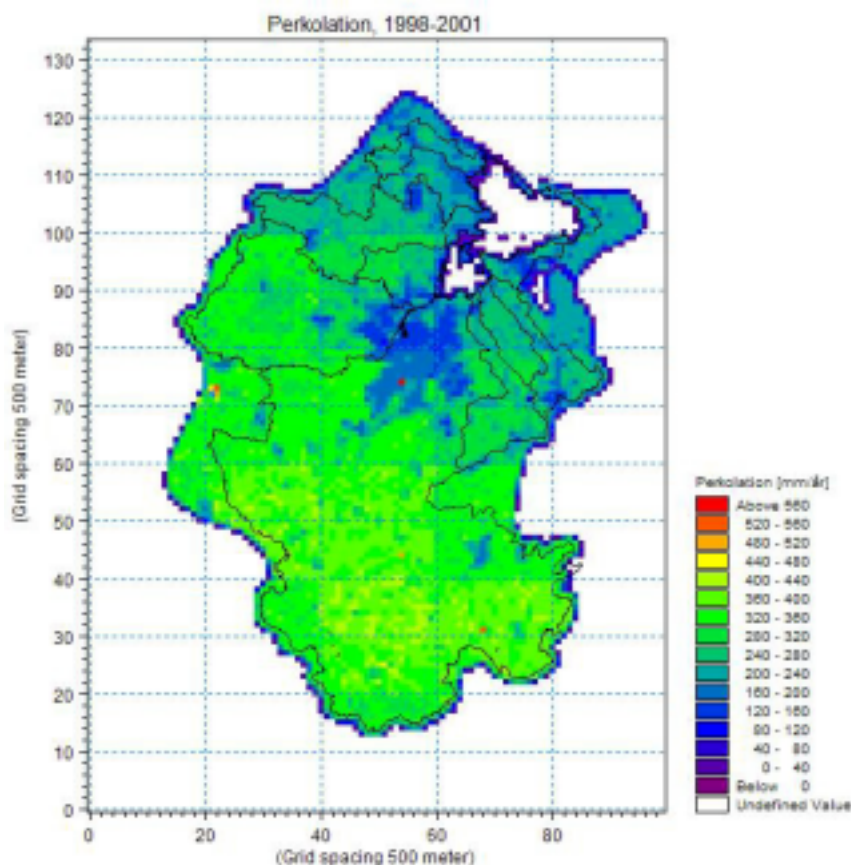
Det lykkedes dog ikke at fjerne den sæsonmæssige forskydning i afstrømningen. Det vil kræve en kobling af rodzoneberegningerne med grundvandsmodellen, sådan at der er fuld overensstemmelse mellem de to modellers randbetingelser. Skal den observerede variation gengives, skal så meget som muligt af variationen i input bibeholdes. For Daisy betyder det f.eks., at punktnedbør vil være mere hensigtsmæssigt end gridnedbør, at jorddybde og spredning i tekstur bør distribueres mere, og at resultaterne, der overføres til MIKE SHE, ikke bør aggregeres, før overførslen finder sted. Det vil til gengæld kræve enten en meget mere detaljeret grundvandsmodel eller en vis grad af statistisk fordeling af arealanvendelsen.

Figur 4.26 Summen af drænafstrømning og perkolation til grundvand, simuleret med Daisy på en JB6-jord med en normal dræn-råndbetingelse og med en dræn og trykrånd.



Den samlede årlige vandmængde, der overføres fra Daisy til MIKE SHE er vist i tabel 4.30 sammen med de genererede hydrografer. Perkolationen fordelt over oplandet er vist i figur 4.27.

Figur 4.27 Fordelingen af den beregnede perkolation for 1998-2001 (agrohydrologiske år) over oplandet. Resultatet er opgjort på MIKE SHE-beregningsceller.



Stof

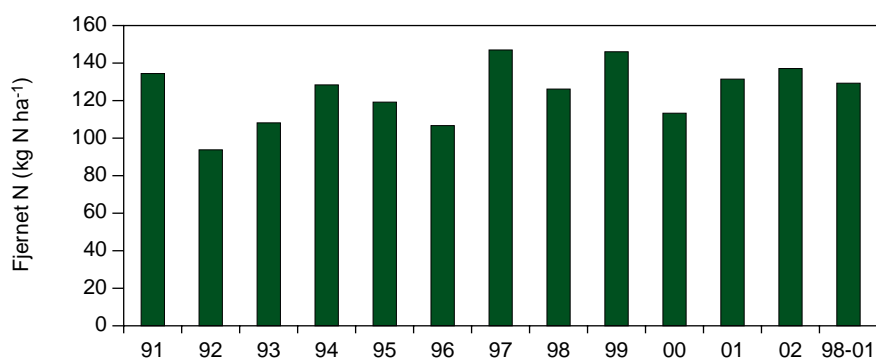
Det er vigtigt for den samlede kvælstofbalance, at den korrekte mængde kvælstof fjernes med afgrøder. Derfor er afgrødemodulerne forsøgt kalibreret ind, sådan at fjernelsen over en 10-årsperiode (1991-2000) svarer til den fjernelse, der kan beregnes på grundlag af de statistiske udbytter fra Fyns Amt, 1990-2000 (Landbrugsstatistik for de pågældende år). Kvælstofindhold i afgrøder er beskrevet i udkast til rapport fra Daisy-standardiseringsprojektet (Styczen et al. under trykning). Kalibreringen er ikke foretaget på hele datasættet, men på alle sædskifter på jordtype JB4 og JB6 og klimaserien fra grid 10380. Resultaterne af kalibreringen er vist i tabel 4.20 og tabel 4.21. Ved kalibreringen har det været prioriteret højere at ramme kvælstoffjernelsen end at ramme tørstofudbyttet. For frø er opgaven særlig svær, fordi "frø" dækker over forskellige afgrøder, men også for græs og især halm, var det vanskeligt at begrænse udbyttet så meget som nødvendigt ifølge statistiktallene. For oplandet som helhed er kvælstoffjernelsen vist i figur 4.28.

De totale tilførsler af kvælstof for hvert sædskifte er vist i bilag 4.2, opdelt på handelsgødning, husdyrgødning, deposition og fiksering.

Mængderne af nitrat, der eksporteres ud af rodzonen fra Daisy-modellen, er beskrevet i tabel 4.22, for perioden 1997-2001 (opgjort for perioden 1.4-31.3, agrohydrologisk år) og for kalenderåret 2000. Beregnes udvaskningen som gennemsnit over perioden 1998-2001, og fratrækkes den belastning, der skyldes naturarealer, svarer udvaskningen til 69,8 kg kvælstof pr. ha. Gødningstilførslen er overestimeret med ca. 4 kg ha⁻¹ i gennemsnit for de 4 år, hvorfor den reelle udvaskning kan

være overvurderet med op til samme mængde. Den reelle udvaskning har derfor været ca. 66–70 kg ha⁻¹ i gennemsnit.

Figur 4.28 Kvælstof fjernet ved høst (både som kerne/frø, og som halm, roetop og lign.) for hele landbrugsarealet inden for det topografiske opland i simuleringsperioden. Ud over de årlige værdier er vist gennemsnit for perioden 1998-2001.



Tablet 4.20 Sammenligning mellem gennemsnitlige tørstof- og kvælstofudbytter og de beregnede høstudbytter i modelopsætningen. Tørstofftal (TS) stammer fra Landbrugsstatistik (1990-2000), og de anvendte kvælstofprocenter er baseret på Knudsen (2002) og Aaes (2001). Tabellen viser primær-udbytter, altså kerne, roer, og lignende.

	Model		Fra statistik		Differens		Differens i %	
	TS udbytte	N udbytte	TS udbytte	N udbytte	TS udbytte	N udbytte	% TS	% N
	[Ton TS ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[Ton TS ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[Ton TS ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]		
Vinterhvede	6.4	119.7	6.5	118	-0.1	1	-2 %	1 %
Vinterbyg	5.3	103.5	5.3	101	0.0	3	0 %	3 %
Vårbyg	4.6	84.5	4.7	81	0.0	3	-1 %	4 %
Helsæd	2.7	48.5						
Vinterraps	3.1	106.2	2.8	95	0.3	11	12 %	11 %
Frøgræs	0.8	23.7	1.0	39	-0.2	-15	-20 %	-39 %
Fabrikssukkerroer	11.6	106.5	11.2	105	0.4	1	3 %	1 %
Majs til ensilering	11.7	181.4	11.4	182	0.3	-1	3 %	-1 %
Græs i omdrift	10.6	251.3	7.2	242	3.4	9	48 %	4 %

Tablet 4.21 Sammenligning mellem gennemsnitlige tørstof- og kvælstofudbytter og de beregnede høstudbytter i modelopsætningen. Tørstofftal (TS) stammer fra Landbrugsstatistik (1990-2000), og de anvendte kvælstofprocenter er baseret på Knudsen (2002) og Aaes (2001). Tabellen viser sekundær-udbytter, altså halm og roetop.

	Model		Fra statistik		Differens		Differens %	
	TS udbytte	N udbytte	TS udbytte	N udbytte	TS udbytte	N udbytte	% TS	% N
	[Ton TS ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[Ton TS ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]	[Ton TS ha ⁻¹]	[kg N ha ⁻¹]		
Vinterhvede	3.4	20	3.6	19	-0.2	1	-5 %	5 %
Vinterbyg	3.8	20	2.7	20	1.1	0	41 %	-2 %
Vårbyg	3.8	21	2.6	17	1.2	4	46 %	21 %
Helsæd	11.3	183						
Vinterraps	høstes	ikke	2.3	20				
Frøgræs	høstes	ikke	3.4	30				
Fabrikssukkerroer	0.0	1	0	0	0.0	1	0 %	1 %

Tabel 4.22 Udvaskning fra rodzonen – nitrat-N i tons år⁻¹ overført fra Daisy-beregningerne til MIKE SHE, opgjort på agrohydrologiske år. Kal.år = kalenderår. Den tilsvarende perkolation for oplandet findes i tabel 4.29 og 4.30.

Opland	Areal, ha	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	Gensn. 98-01	Kal. År 2000
Geels Å	3050	245	335	83	89	174	170	79
Søndre Landkanal	2575	201	311	71	71	156	152	67
Nordre Landkanal	2100	134	215	55	48	107	106	47
Lunde Å	7075	699	878	217	222	511	457	199
Odense Å	63575	4174	4476	1448	1874	3011	2702	1424
Odense Kanal	14775	895	1004	312	338	669	581	267
Kraghs Å	2175	206	262	62	66	125	129	59
U28	1200	77	116	27	30	56	57	26
U29	600	68	113	25	23	55	54	23
U46	825	63	105	24	21	43	48	22
Lumby indd. Strand	3000	171	208	60	71	126	116	58
Vejrup Å	4275	386	458	117	127	243	236	109
Hele Oplandet	105225	7320	8482	2503	2980	5277	4811	2379

Tabel 4.23 Udvaskning i kg N ha⁻¹ for hvert delopland, beregnet for deloplandets totale areal. Kal.år = kalenderår. Den tilsvarende perkolation for oplandet findes i tabel 4.10 og 4.11.

Opland	Areal, ha	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	Gensn. 98-01	Kal. år 2000
Geels Å	3050	80.4	109.8	27.3	29.3	57.1	55.9	25.9
Søndre Landkanal	2575	78.2	120.9	27.7	27.6	60.5	59.2	26.1
Nordre Landkanal	2100	63.9	102.3	26.3	23.0	51.1	50.7	22.4
Lunde Å	7075	98.7	124.1	30.7	31.4	72.3	64.6	28.1
Odense Å	63575	65.7	70.4	22.8	29.5	47.4	42.5	22.4
Odense Kanal	14775	60.6	68.0	21.1	22.9	45.2	39.3	18.1
Kraghs Å	2175	94.9	120.7	28.7	30.2	57.3	59.2	26.9
U28	1200	63.8	96.3	22.6	24.6	46.8	47.6	21.7
U29	600	113.4	188.6	41.8	38.9	92.4	90.4	38.5
U46	825	76.6	127.7	28.9	25.1	52.7	58.6	26.2
Lumby indd. Strand	3000	57.0	69.3	20.0	23.7	41.9	38.7	19.5
Vejrup Å	4275	90.3	107.1	27.3	29.8	56.9	55.3	25.4
Hele Oplandet	105225	69.6	80.6	23.8	28.3	50.2	45.7	22.6

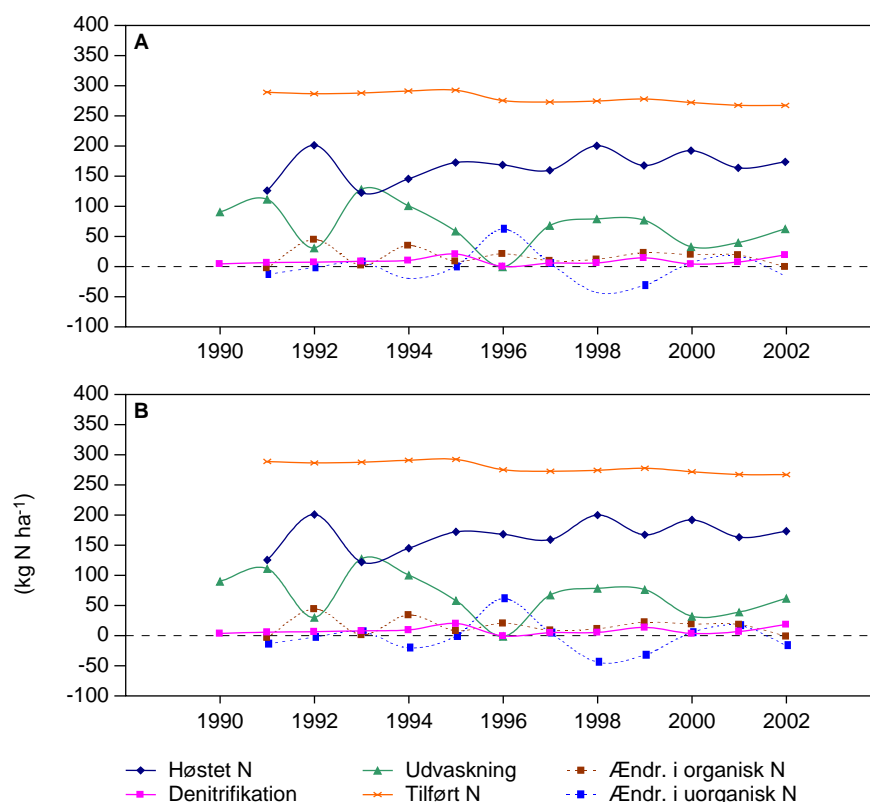
For at belyse massebalanceforholdene på forskellige typer sædskifter er udvalgte sædskifter analyseret. Sædskifterne er udvalgt sådan, at de to yderpunkter (A6 og P1) samt K6 og S6 er repræsenteret. K6 udviser en relativt kraftig vækst i puljestørrelse, mens S6 er mere gennemsnitlig. Sædskifter på både JB6 og JB4 er vurderet. De viste kurver dækker perioden fra 1990 til 2002.

Udviklingen af de forskellige komponenter i sædskifternes massebalance er vist i figur 4.29 – figur 4.32, og massebalancerne er vist i tabel 4.24. Balancerne indeholder tilførsel af kvælstof i form af gødning,

deposition, fiksering og med frø, og fjernelse i form af ammoniakfordampning, høstet kvælstof, denitrifikation og udvaskning. Ændringer i puljer er opgjort for organisk kvælstof, uorganisk kvælstof, samt for kvælstof, liggende på jordoverfladen eller stående i afgrøden. I tabel 4.24 er beregnet et restled, der udgøres af frigivelse af lattergas. Dette er en helt ny proces inkluderet i Daisy-modellen, og lattergasfrigivelsen har ikke været logget i beregningerne. I denitrifikationsforsøg skelnes ikke mellem frit kvælstof og lattergas, og målt denitrifikation skal derfor sammenlignes med summen af de to.

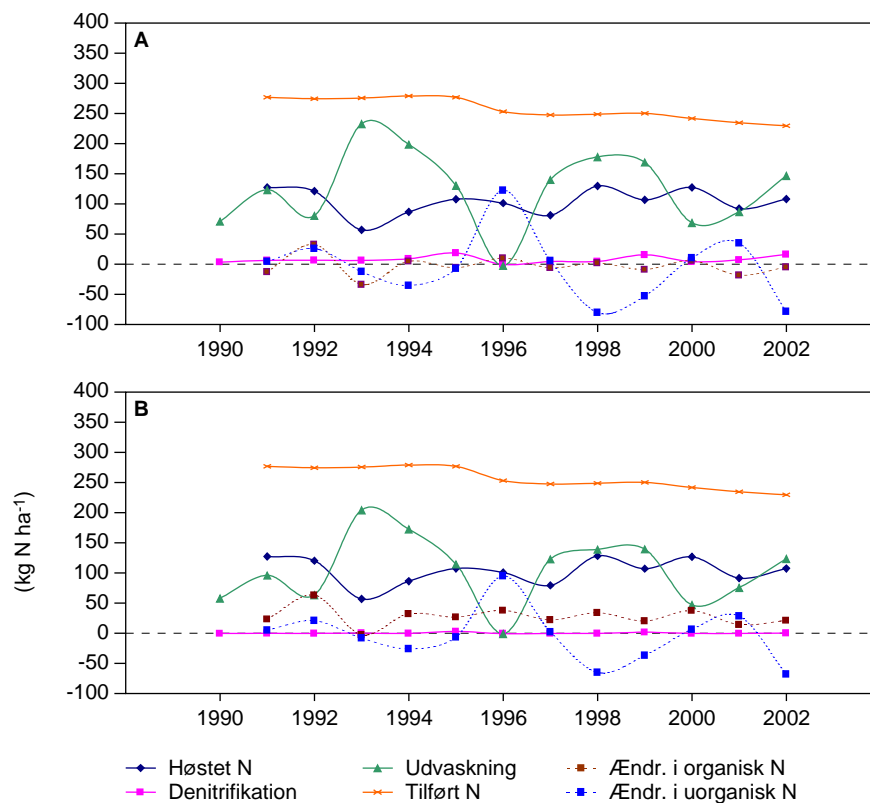
Sædskeft K6 udviser en jævn opbygning af de organiske puljer i jorden over perioden som følge af tilførsel af husdyrgødning og forekomsten af græs i sædskeftet. Tilførslen af kvælstof (udtrykt som gødning + fiksering + deposition) falder kun svagt i perioden. Høst-udbyttet er nogenlunde konstant. Samme billede findes på JB4, men på grund af den større puljeopbygning her (48 kg pr. år sammenlignet med 16 kg pr. år for JB6) bliver udvaskningen mindre end på JB6-jorden, selv om høstet kvælstof er ca. 15 kg mindre. Resultatet er en funktion af, at der er anvendt gennemsnitlige humusindhold for jordtyperne som startbetingelse, og på JB4 ligger det initielle humusindhold lavt. Dette påvirker alle simuleringer på JB4-jordene. Denitrifikationen er som forventet lidt mindre på JB4 end på JB6.

Figur 4.29 De vigtigste komponenter i N-massebalancen for sædskeftet K6 vist på hhv. a) JB6 og b) JB4. Sædskefterne er dræned, simuleret uden trykrand, med klimadata fra grid 10380. Tallene er plottet ved det agrohydrologiske års slutdato, dvs. 2000 er 31.3 2000 og altså det hydrologiske år 1999.

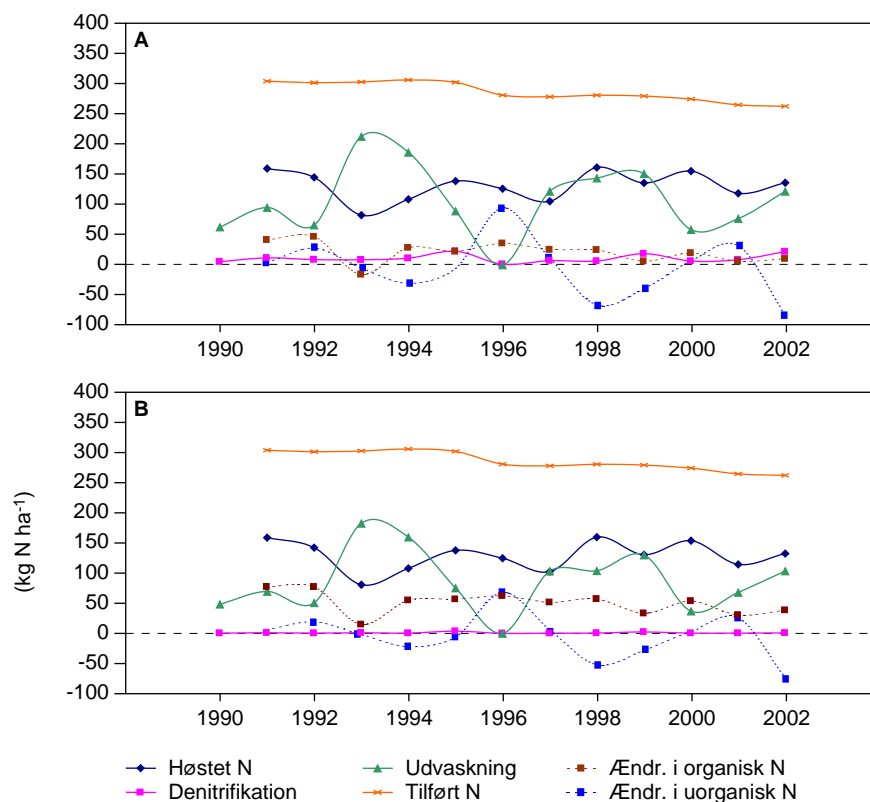


For sædskeftet S6 er forskellene lidt større. Der er et markant fald i tilførslen af kvælstof over perioden, der primært giver sig udslag i faldende udvaskning, idet den høstede mængde holder sig nogenlunde konstant. I JB6-jorden sker et svagt fald i den organiske pulje, på ca. 6 kg kvælstof ha⁻¹ pr. år i sidste del af perioden, og i JB4-jorden foregår en opbygning, på +24 kg kvælstof ha⁻¹. På grund af det faldende gødningsforbrug er den uorganiske pulje i jorden også faldende over perioden.

Figur 4.30 De vigtigste komponenter i N-massebalancen for sædskiftet S6 vist på hhv. a) JB6 og b) JB4. Sædskifterne er dræned, simuleret uden trykrand, med klimadata fra grid 10380. Tallene er plottet ved det agrohydrologiske års slutdato, dvs. 2000 er 31.3 2000 og altså det hydrologiske år 1999

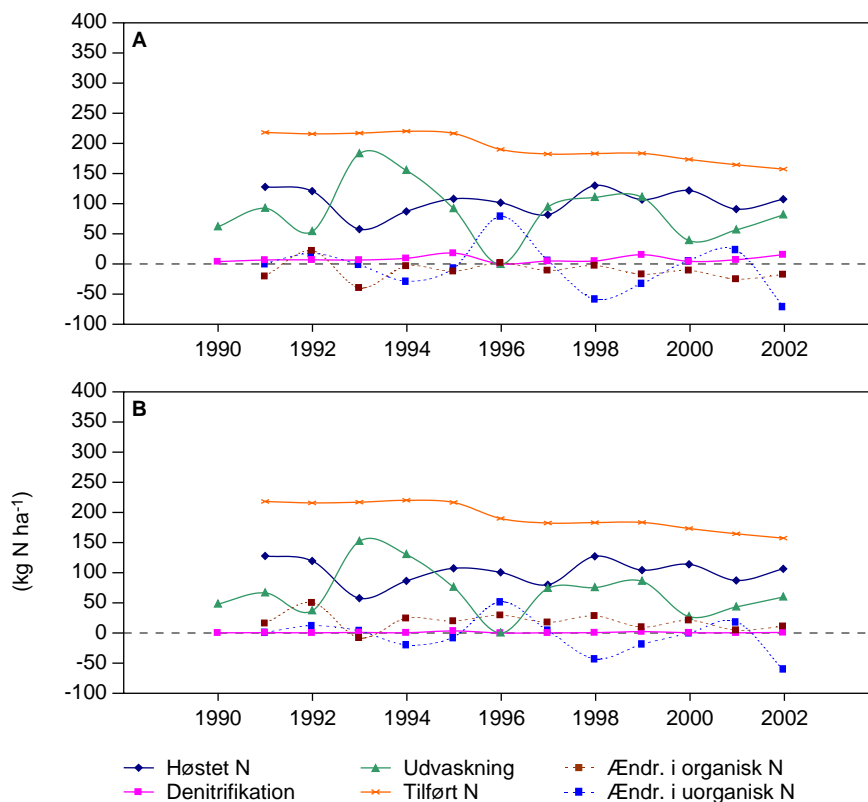


Figur 4.31 De vigtigste komponenter i N-massebalancen for sædskiftet A6 vist på hhv. a) JB6 og b) JB4. Sædskifterne er dræned, simuleret uden trykrand, med klimadata fra grid 10380. Tallene er plottet ved det agrohydrologiske års slutdato, dvs. 2000 er 31.3 2000 og altså det hydrologiske år 1999



Sædskiftet A6 ligger i top med hensyn til puljetilvækst, og udviklingen ligner i høj grad billedet fra K6. Der er en opbygning af den organiske pulje på 10 kg kvælstof ha⁻¹ år⁻¹ i 1998-2001 på JB6-jorden. Faldet i tildelt kvælstof afspejles i udvaskningen og udbytterne er stort set uændrede. Det samme gælder for A6 på JB4-jorden, dog med en noget kraftigere puljeopbygning, 39 kg kvælstof ha⁻¹ år⁻¹.

Figur 4.32 De vigtigste komponenter i N-massebalancen for sædskiftet P1 vist på hhv. a) JB6 og b) JB4. Sædskifterne er dræned, simuleret uden trykrand, med klimadata fra grid 10380. Tallene er plottet ved det agrohydrologiske års slutdato, dvs. 2000 er 31.3 2000 og altså det hydrologiske år 1999



For sædskiftet, der repræsenterer det andet ekstrem, nemlig P1, ses der igen et kraftigt fald i den tilførte kvælstofmængde, der afspejler sig i et fald i udvaskningen. Som for de andre sædskifter, synes der ikke at være nogen markant effekt på udbyttet. På JB6 falder den organiske pulje med 18 kg kvælstof ha⁻¹ år⁻¹ i sidste del af perioden, på JB4 er opbygningen stadig positiv, ca. 9 kg kvælstof ha⁻¹ år⁻¹.

I tabel 4.24 er vist balancerne for de fire sædskifter over perioderne 1998-2001. Udnyttelsesprocenten, defineret som høstet kvælstof divideret med tilført kvælstof i gødning, er højest for K6, men regnes fikseringen med, falder procenten til samme niveau som for planteavlssædskiftet (ca. 0,7). Sædskiftet indeholder byg med udlæg, græs, vinterhvede og majs, og jordens dækningsgrad er derfor høj i en stor del af simuleringsperioden. Udnyttelsesprocenten for de to andre sædskifter er omkring 0,5. Den samlede gasafgivelse i form af denitrifikation og lattergasudvikling varierer fra 7 kg for P1-sædskiftet på JB4 til 25 kg på S6-sædskiftet på JB6. Det fremgår, at P1 og S6 på JB6-jorden tærer på kvælstofpuljerne i jorden. Det ses ved, at forskellen mellem tilført og fraført kvælstof i nogle tilfælde er negativ.

Tabel 4.24 N-balance for udvalgte sædskifter over perioden 1998-2001. Tilført kvælstof øverst i balancen er data fra bilag 4.2 for hvert enkelt sædskifte. Tilførslen for det agrohydrologiske år, der er anvendt som opgørelsesperiode for fraførsler og puljeændringer kan afvige en lille smule. Bemærk at frigivelsen af kvælstof til luften består af denitrifikation og lattergasudvikling.

Balancer	K6		S6		A6		P1	
	JB6	JB4	JB6	JB4	JB6	JB4	JB6	JB4
Tilført								
Handelsgødning	65	65	108	108	92	92	134	134
Husdyrgødning	176	176	115	115	162	162	20	20
Deposition	17	17	17	17	17	17	17	17
Fiksering	13	13	0	0	0	0	0	0
med frø	3	3	4	4	4	4	4	4
I alt	274	274	243	243	275	275	174	174
For agr.hydro. år	274	274	243	243	274	274	174	174
Fraførsel								
Amm. Fordampning	14	14	11	11	13	13	2	2
Høstet N	174	159	109	109	136	133	107	103
Denitrifikation	11	1	12	1	13	1	11	1
Lattergasudvikling	11	10	10	9	12	10	7	6
Udvaskning	53	47	118	97	101	85	72	54
I alt	264	231	260	227	275	242	199	166
Ind – ud	22	53	-7	25	11	42	-18	14
Ændring, Org. pulje	16	48	-6	24	10	39	-18	9
Ændring, Uorg. pulje	-6	-6	-21	-17	-22	-18	-19	-12
I planter og overfl.	1	2	9	9	12	12	11	11
Puljer i alt	11	44	-18	16	0	33	-26	8
Høstet N i % af N tilført som gødning	72	66	49	49	54	52	69	67
Markoverskud beregnet som tilført minus høstet N.	100	115	134	134	138	142	67	71

I simuleringerne slår nedgangen i handelsgødningstilførsel primært igennem på udvaskningen og ikke på høstudbyttet. I opgørelser over kornafgrøderne er der over perioden 1985-2001 sket en udbyttetigning, målt i høstet tørstof. Samtidig er kvælstofindholdet i kernerne aftaget. Grant (2002) konkluderer, at der ikke er nogen entydig indikation af, at de høstede kvælstofmængder i de enkelte kornafgrøder er ændret igennem perioden. For græs og kløvergræs er både høst-udbytterne og proteinprocenten nogenlunde uændret over perioden, hvilket medfører, at høstet kvælstof er uændret. Derimod er både proteinprocenten og udbytterne faldet i majs og helsæd, hvilket medfører, at der er sket et fald i høstet kvælstof over perioden 1990-2001

(udkast til rapport fra Daisy-standardiseringsprojektet, Styczen et al. under trykning). I modellen indgår helsæd på 772 ha og majs på 2687 ha, altså i alt 5 % af arealet. Vurderes nedgangen i majsudbytte på basis af høstet tørstof opgivet af Danmarks statistik, så er faldet på ca. 16 %. For 5 % af arealet giver det en samlet effekt på høstet kvælstof på 0,8 %. Der kan derfor heller ikke forventes nogen betydelig ændring i niveauet af høstet kvælstof i den beregnede periode.

Tabel 4.25 viser de vigtigste komponenter af massebalancen for det topografiske opland for 1998-2001. Der er et mindre fald i de samlede puljer, hvilket primært må tilskrives den uorganiske pulje, idet den organiske pulje for oplandet som helhed næsten er konstant.

Tabel 4.25 Udvalgte komponenter fra stofbalance for landbrugsarealet inden for det topografiske opland. Puljeændringen er primært den tidligere omtalte ændring i den uorganiske pulje, idet ændringerne i den organiske pulje er små.

	1998/01	Udnyttelses- scept.	1998/01
	Ton N	%	Kg N ha ⁻¹
Tilførsel, topografisk areal			Gødet areal
Handelsgødning	7647		116
Husdyrgødning	5146		78
Fiksering	192		3
Deposition	1507		23
Total	14492		220
Fraførsel			
Ammoniakfordampning	467		7
Høstet N	8501	66	129
Denitrifikation	666		10
Lattergas (est.)**	530-590		8-9
Udvaskning	4811		70
- fra naturarealer	218		
I alt	14975		228
Ind – ud	-483--543		-7—8

*Udnyttelsesprocenten er beregnet som $\text{Høstet N}/(\text{N tilført i gødning}) \cdot 100$.

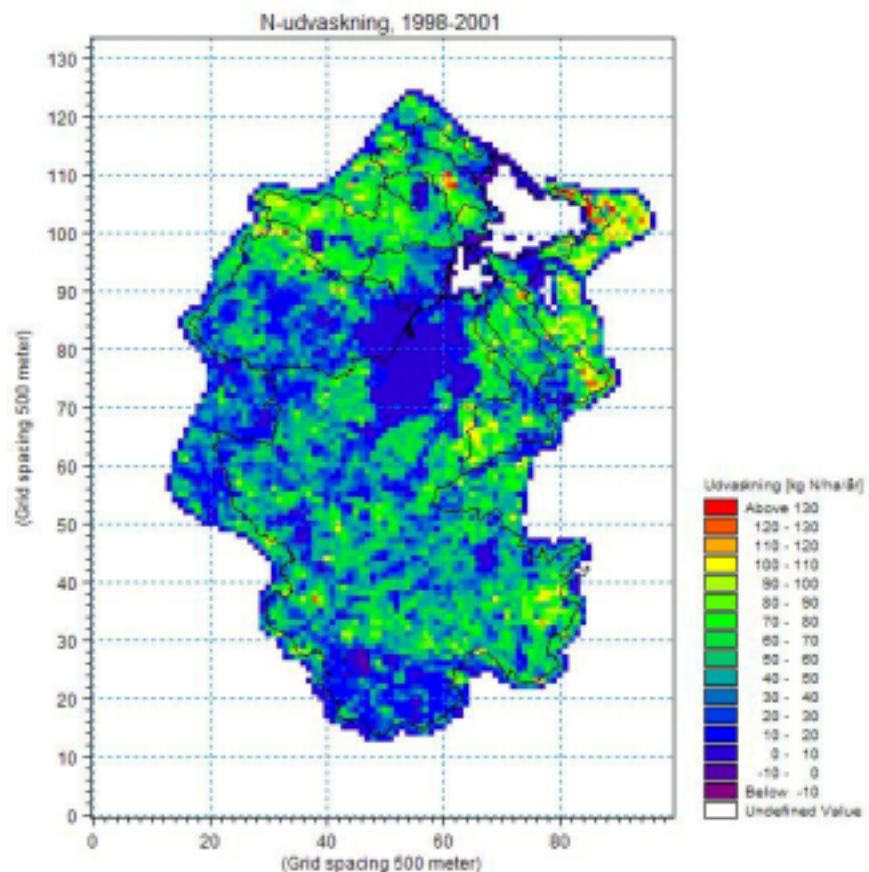
** Lattergasfrigivelsen er estimeret på grundlag af de i tabel 4.24 viste sædskifter til 8-9 kg ha⁻¹, hvilket vil svare til 526-592 T N år⁻¹ for sædskiftet.

Tabel 4.26 Sammenligning mellem markbalance for 1997/98-2001/02 etableret af Fyns Amt og modellens estimat. Udyrkede arealer er medregnet.

	Estimat, Fyns amt Kg N ha ⁻¹	Estimat, model* Kg N ha ⁻¹
Husdyrgødning	51	48
Handelsgødning	70	74
N-fiksering	3	2
Deposition	20	14
I alt	144	138
N-udvaskning	40	52
N-høst	85	82
Amm. fordampning	5	4
Denitrifikation og lattergasudv.	15	14-15
I alt	145	152-153

Tabel 4.26 viser en sammenligning med en markbalance etableret af Fyns Amt for Odense Fjords opland for perioden 1997/98-2001/02. Tilførslerne varierer primært med hensyn til estimatet af deposition. På udvaskningssiden er mængden af høstet kvælstof lidt lavere i modellen end i Fyns Amts estimat. Det kan skyldes, at en del af oplandet har lidt lavere nedbør end Fyn generelt. Udvasningen er imidlertid væsentlig højere. Modelresultatet i den opgivne periode er påvirket af, at der efter det tørre år 1996/97 er en betydelig mængde mineralsk kvælstof til stede i jorden ved simuleringens begyndelse. Fordelingen af den beregnede udvaskning over oplandet er vist i figur 4.33.

Figur 4.33 Fordelingen af den beregnede udvaskning for 1998-2001 (agrohydrologiske år) over Odense Fjords opland. Resultatet er opgjort på MIKE SHE-beregningsceller.



Samlet vurdering af Daisy-beregningerne

Daisy-simuleringernes resultater er påvirkede af modellens nedre randbetingelse. For højtliggende grundvand, som findes i dette opland, er forholdene i rodzonen og det øvre grundvand indbyrdes afhængige, og bestemmende for beregning af fordampning og denitrifikation. En bedre beskrivelse end den nuværende kræver imidlertid en mere direkte kobling mellem Daisy- og grundvandsmodellen. En dårlig timing af afstrømningsbeskrivelsen vil også påvirke afstrømningsforløbet for nitrat. For kvælstofmassebalancen er høstudbyttets størrelse dog den mest betydende faktor.

Valget af trykrand som randbetingelse påvirker udvaskningen. Usikkerheden kan vurderes ved at sammenligne udvaskningen på arealer med tryk som randbetingelse med udvaskningen fra arealer med dræn. Der er på områder med høj husdyrgødningbelastning en forskel på op til 30 kg kvælstof ha⁻¹ i udvaskning. Skulle randbetingelsen være forkert på hele arealet med denne randbetingelse, ville det svare til en gennemsnitlig fejl på omkring 4 kg ha⁻¹ for arealet, eller omkring 10 %. Reelt vil fejlen være meget mindre, idet randbetingelsen sandsynligvis er korrekt for den overvejende del af de områder, den er tildelt på, og for de fleste sædskifter er forskellen i udvaskning langt mindre. Udvasningen forventes derfor ikke at være væsentligt fejlvurderet af de foretagne valg.

Beskrivelsen af kvælstoftildelinger og fraførsel er behæftet med usikkerhed på flere fronter. Der er tildelt for meget kvælstof i opvarmingsperioden, i perioden 1998-2001 dog kun ca. 4 kg ha⁻¹ eller 3,5 %. Det betyder, at den beregnede udvaskning kan være for stor. Udvasningen kan yderligere være for stor på grund af, at det "uregistrerede areal" er blevet klassificeret som et planteavlssædskifte. På basis af arealets størrelse vurderes det, at tilførslen kan være overestimeret med maksimalt 6 %. Dette areal indgår imidlertid på samme måde i denne periode og i simuleringerne frem i tid, og burde derfor ikke føre til en relativ forskydning mellem perioderne. Det er vanskeligt at vurdere, om høstudbyttet er overestimeret (ifølge tabel 4.20 og 4.21), eller underestimeret (i forhold til Fyns Amts estimat, tabel 4.26). Høstudbyttene er kalibreret på basis af en enkelt klimazone, der skulle repræsentere klimaet på Fyn. I en relativ stor del af oplandet er udbyttet imidlertid vandbegrænset, hvilket ses af, at udvasningen falder med stigende nedbør fra f.eks. klimagrid 10399 til klimagrid 10380. Det betyder, at de udbytter, der er vist i tabel 4.20 og 4.21, ikke helt vil opnås for modelområdet som helhed. Tendensen til de lidt for store kvælstofudbytter, vist i tabel 4.20 og 4.21, vil derfor være modvirket af, at nedbøren i en del af oplandet er lavere end for klimagrid 10380. Der eksisterer ikke udbytteopgørelser på det modelerede delopland alene.

Som nævnt tidligere er afgrødevalget generaliseret noget, og der tages derfor ikke hensyn til mindre afgrøder som kløverfrø og ærter. Men på grund af disse afgrøders meget begrænsede areal forventes det ikke at være af væsentlig betydning for resultatet.

Denitrifikationsbeskrivelsen og lattergasfrigivelsen er tilpasset nye målinger (Finn Vinther og Søren Hansen, pers.com), og forventes derfor at afspejle de niveauer, der findes eksperimentelt.

Desuden er anvendt en ny og mere dynamisk beskrivelse af ændringer i kvælstofpuljen i jorden. Det er tydeligt, at kvælstofpuljerne spiller en rolle for resultaterne, men det er også klart, at alle sædskifter holder sig inden for det spænd i ændringer i puljestørrelse, der er fundet i kvadratnetsundersøgelsen, samt at fordelingen af opbygning og nedbrydning følger det forventede mønster. Overordnet for oplandet er ændringerne i den organiske pulje lille i perioden 1998-2001. Det fremgår af de viste eksempler, at det humusindhold, beregningerne initialiseres med, betyder noget for resultaterne. Var JB4-jordene startet på et højere humusindhold (1,8 % i stedet for 1,6 %), så var puljeopbygningen blevet mindre og udvaskningen tilsvarende større, og det mere forventelige billede med større udvaskning på en JB4 end JB6 var kommet frem. Initialiseringen af humusindholdet er foregået på baggrund af 3600 jordbundsanalyser, og dette må anses for det bedst mulige grundlag. Opbygningen i puljer på JB4 ligger i den størrelsesorden, der er fundet i kvadratnetsundersøgelsen. Omvendt er faldet i puljerne på JB6 mindre, end hvad der er fundet i kvadratnetsundersøgelsen. Det kan skyldes, at dyretæthed på Fyn er ret høj, i gennemsnit ca. 1,0 DE ha⁻¹ (Danmarks Statistik, 2002), hvilket er højere end på Sjælland og i Århus Amt, hvor JB6-jordtypen også forekommer. Kun Vejle Amt har en sammenlignelig høj dyretæthed (1,1 DE ha⁻¹).

For nogle af sædskifterne holdes udbytterne oppe af det kvælstof, der frigives fra kvælstofpuljen i jorden.

4.5.2 MIKE SHE/MIKE 11

Strømningsmodel

Der er ikke gennemført en egentlig kalibrering af MIKE SHE/11-modellen, men i stedet foretaget en evaluering/validering af simulerede resultater i forhold til observationsdata.

Ved omarbejdelse af DK-modellen til 500 m x 500 m beregningsceller, samt 9 beregningslag, er det antaget, at de hydrauliske parametre er uændrede. Princippet om anvendelse af de samme parametre til beskrivelse af hydrauliske trykniveauer er evalueret/verificeret ved sammenligning af observerede og simulerede trykniveauer fra en stationær kørsel af oplandsmodellen. Som nettonedbørs-input til den stationære kørsel er benyttet data i perioden 1. januar 1991 til 31. december 2000 fra DK-modellens simple rodzonemodul. Inden for oplandet var i alt 614 brugbare observationer, dateret efter 1970, til rådighed i Jupiter boredatabasen, hvoraf kun 41 har filterdybder i de tre øverste lag i modellen, 542 i lag 4-7 og 113 i de to nederste lag. Modellen reproducerer de observerede trykniveauer med god nøjagtighed over hele modellens areal og i alle lag, men med de få observationer tilgængelige i de øverste lag, er trykniveauerne her svære at validere. RMS (Root mean square)- værdier for afvigelsen mellem observerede og simulerede trykniveauer er beregnet og sat op i forhold til kravene til DK-modellen (Henriksen et al., 1997). I tabel 4.27 er oplandsmodellens resultater vist i forhold til de oprindelige krav til den grovere DK-model. Det ses, at alle krav er opfyldt bortset fra det simple gennemsnit for alle vandførende lag, hvor værdien er en smule overskredet. Der kan være et behov for en optimering og kalibrering af modellens hydrauliske ledningsevner, som har stor betyd-

ning ved en stationær kørsel, men først og fremmest står det klart, at antagelsen om de samme hydrauliske ledningsevner som i DK-modellen er rimelig.

Tabel 4.27 DK-modellens krav til RMS værdier for afvigelsen mellem observerede og simulerede trykniveauer.

Identifikation af krav	Krav DK-model (Henriksen et al., 1997).	Resultat
Maksimal RMS værdi i lag	< 8 m	7.2 m
Vægtet gennemsnit af lag	< 6 m	5.8 m
Simpelt gennemsnit af lag	< 5.5 m	5.4 m
Simpelt gennemsnit af regionale vandførende lag	< 5 m	5.2 m

De hydrauliske trykniveauer fra den stationære kørsel er anvendt som initiale trykniveauer i den dynamiske kørsel.

Der er foretaget en dynamisk modelkørsel fra 1. januar 1990 til 31. december 2000 med henblik på at evaluere oplandsmodellens beskrivelse af afstrømning ved sammenligning af observerede og simulerede daglige vandføringer. Der er udført modelkørsler med både DK-modellens simple rodzonemodul, samt Daisy's beregnede nettonedbør.

DK-modellens parametre er fastholdt i simuleringerne med Daisy's nettonedbør, med undtagelse af drænkonstanten.

Daglige vandføringsdata for de 10 stationer er hentet fra Fagdatacentret for Hydrometri's hjemmeside (DMU). I tabel 4.28 er de simulerede gennemsnitsvandføringer sammenlignet med de observerede gennemsnitsvandføringer med DK-model-input for perioden 1991-2000. Yderligere er der udregnet en R^2 (Nash Sutcliffe) værdi for relationen mellem daglige observerede og simulerede data. R^2 skal være så tæt på 1 som muligt og er et udtryk for, hvor god modellen er til at simulere størrelsen og timing af toppe og variationer i den observerede vandføring.

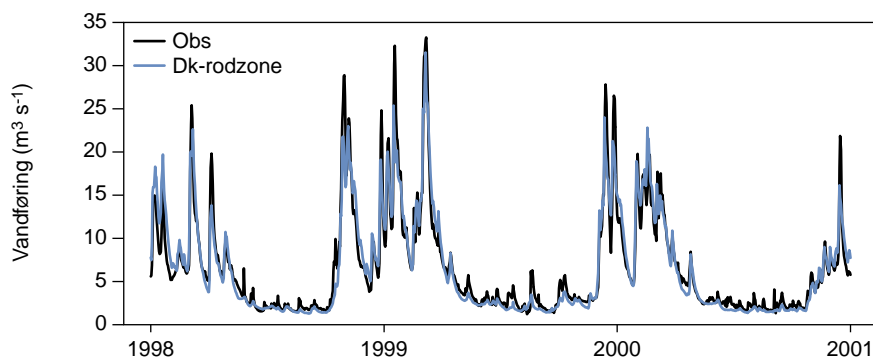
Table 4.28 DK-modellens simple rodzonemodul. Sammenligning af observerede og simulerede vandføringer i perioden 1991-2000 For stationer markeret med * er anvendt perioden 1991-1997. De med ** markerede stationer ligger opstrøms hovedstationen på Odense Å, 45.26 og er derfor ikke inkluderet i den samlede opgørelse (skraveret).

Målestation	Opland km ²	Obs m ³ s ⁻¹	Sim m ³ s ⁻¹	ME m ³ s ⁻¹ (obs-sim)	Afvigelse %	R ²
Odense Å, 45.01**	302	3.06	29	0.16	-5.2	0.91
Ryds Å, 45.05*	42	0.32	0.33	-0.01	3.1	0.85
Holmehave Bæk, 45.20**	32	0.27	0.33	-0.06	22.2	0.78
Odense Å, 45.21**	486	4.58	4.46	0.12	-2.6	0.93
Stavis Å, 45.22	78	0.6	0.73	-0.13	21.7	0.83
Lunde Å, 45.23*	42	0.25	0.31	-0.06	24.0	0.78
Geels Å, 45.24	27	0.23	0.26	-0.03	13.0	0.88
Vejrup Å, 45.25*	41	0.28	0.31	-0.03	10.7	0.68
Odense Å, 45.26	535	5.58	5.52	0.06	-1.1	0.91
Lindved Å, 45.27	65	0.47	0.5	-0.03	6.4	0.62
Samlet opgørelse (skraveret)	830	7.73	7.96	-0.23	3.0	

Det ses, at for et opmålt opland på 830 km² er den gennemsnitlige simulerede vandføring kun 3 % højere end den tilsvarende observerede. Dette viser, at modellens vandbalance er i orden samlet set på de 830 km². Det ses dog, at der kan være afvigelser på de enkelte oplande på op til næsten 25 %.

Det ses også, at der er relativt høje (tæt på 1) R²- (Nash Sutcliffe) værdier for alle stationerne, hvilket indikerer, at dynamikken i vandføringerne simuleres godt. Dette ses også i figur 4.34, hvor de daglige simulerede og observerede vandføringer er vist i perioden 1998-2000.

Figur 4.34 Simulerede og observerede daglige afstrømninger i Odense Å station 45.26 med DK-modellens rodzonemodul nettonedbør i perioden 1998-2000.



I tabel 4.29 er de simulerede gennemsnitsvandføringer sammenlignet med de observerede gennemsnitsvandføringer med Daisy input.

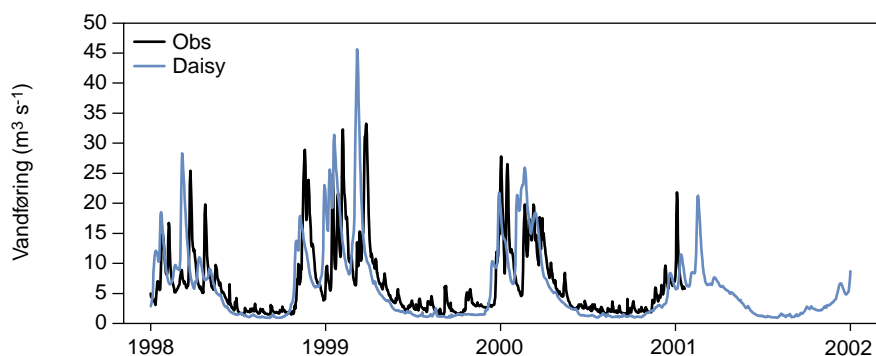
Tabel 4.29 Daisy INPUT. Sammenligning af observerede og simulerede vandføringer i perioden 1991-2000, dog kun til og med 1997 for de med * markerede stationer. De med ** markerede stationer ligger opstrøms hovedstationen på Odense Å, 45.26 og er derfor ikke inkluderet i den samlede opgørelse "sum af grå".

Målestation	Opland km ²	Obs m ³ s ⁻¹	Sim m ³ s ⁻¹	ME m ³ s ⁻¹ (obs-sim)	Afgivelse %	R ²
Odense Å, 45.01**	302	3.06	2.96	0.1	-3.3	0.6
Ryds Å, 45.05*	42	0.32	0.28	0.04	-12.5	0.61
Holmehave Bæk, 45.20**	32	0.27	0.31	-0.04	14.8	0.15
Odense Å, 45.21**	486	4.58	4.52	0.06	-1.3	0.5
Stavis Å, 45.22	78	0.6	0.62	-0.02	3.3	0.5
Lunde Å, 45.23*	42	0.25	0.27	-0.02	8.0	0.73
Geels Å, 45.24	27	0.23	0.22	0.01	-4.3	0.78
Vejrup Å, 45.25*	41	0.28	0.33	-0.05	17.9	-0.19
Odense Å, 45.26	535	5.58	5.51	0.07	-1.3	0.61
Lindved Å, 45.27	65	0.47	0.44	0.03	-6.4	-
Samlet opgørelse (sum af grå)	830	7.73	7.67	0.06	-0.8	

Den gennemsnitlige vandføring er lige så god som DK-modellens rodzonemodul, og vandbalancerne på de enkelte oplande passer i nogle tilfælde bedre. Dynamikken er noget dårligere, fordi afstrømningshydrografen "kommer for sent" (figur 4.35). Dette ses også af de noget lavere R²-(Nash Sutcliffe) værdier. Figur 4.35 viser de observerede og simulerede vandføringer for samme station og periode som figur 4.34, men med Daisy nettonedbør.

Daisy-beregningerne relaterer sig til enkeltmarker/polygoner og ikke til MIKE SHE-beregningsenheder. Daisy simuleringerne er foretaget separat fra MIKE SHE, altså uden en direkte kobling mellem de to modeller. Det giver anledning til nogle tidslige og rumlige problemer på randen mellem de to modeller. For det første bør Daisy's nedre randbetingelse for beregnings søjlerne svare til MIKE SHE's øvre grundvand. Dette er tilstræbt, men der er anvendt gennemsnitlige forhold. Det vil sige, at der ikke er udtrukket separate værdier for hver enkelt MIKE SHE-beregningscelle og overført til Daisy. Dernæst betyder midlingen over sædskifter og MIKE SHE-beregningsceller, at variabiliteten i simuleringerne reduceres. Afstrømningstoppe midles ud. Dernæst giver koblingen anledning til en tidsforsinkelse. Daisy simulerer drænvand på basis af forholdene i beregnings søjlen, men dette vand ledes ikke direkte over i å-modellen. I stedet føres det, sammen med perkolationen, over i MIKE SHE, der så skal generere drænvand. I begge modeller er det muligt at anvende en drænkostant. I MIKE SHE svarer drænkostanten til en reciprok tidsforsinkelse (s⁻¹) i en 1. ordens funktion, som afspejler, hvor hurtigt der strømmer vand via dræn til MIKE 11 pr. tidsenhed. I begge modeller er der grænser for, hvor lille drænkostanten kan gøres, uden at modellerne bliver ustabile og går ned.

Figur 4.35 Simulerede og observerede daglige afstrømninger i Odense Å station 45.26 med Daisy nedbør i perioden 1998-2000.



Modellens overordnede vandbalance er vist i tabel 4.30 og tabel 4.31 over to forskellige opgørelsesperioder.

Som en konsekvens af forskydningerne, blev det besluttet ikke at anvende de beregnede tilstrømninger til fjordmodellen direkte. I stedet vurderes de relative forskelle i simuleret årlig stofflux til fjorden. I figur 4.36 er målt og simuleret afstrømning for de fire målestationer plottet mod hinanden. Det fremgår af figuren, at modellen simulerer en rimelig god middelaflstrømning for perioden, men tydeligt undersimulerer de våde år og oversimulerer de tørre år. Dette mønster er sammenligneligt med undersimuleringen i sommer/efterårsmåneder (tørre perioder) og oversimulering i vintermåneder (våde periode) inden for året, jf. figur 4.35.

Figur 4.37 viser de årlige afstrømninger til fjorden, som de simuleres af modellen og som de estimeres af Fyns Amt ud fra ekstrapolationer af målinger fra 70 % af oplandet. Modelberegningerne er systematisk lidt mindre end amtets estimater.

Tabel 4.30 Opgørelse over grundvandsmodellens vandbalance på kalenderår.

År	Topografisk areal			Strømning ind fra rand + oppumpning				Punktkilder*	Total Vand Til Odense fjord		Afvigelse %
	Areal km ²	Perkolations, mm	Vandmængde 10 ⁶ m ³	Strømning til rand mm	Vandmængde 10 ⁶ m ³	oppumpning, mm	Vandmængde 10 ⁶ m ³		Vandmængde 10 ⁶ m ³	Modelleret 10 ⁶ m ³	
1990	1055.25	275	291	4	4.6	25	27	43		338	
1991		208	220	4	4.6	25	26	40	259	301	14
1992		232	245	4	4.7	24	25	38	254	275	8
1993		320	338	4	4.6	23	24	40	326	355	8
1994		435	459	4	4.5	22	23	45	476	495	4
1995		297	314	5	4.9	22	23	42	405	371	-9
1996		16	17	5	5.3	22	23	30	72	143	50
1997		77	81	5	5.1	21	22	34	111	184-173	36-40
1998		360	380	4	4.7	19	21	46	327	403-395	17-19
1999		350	370	4	4.5	19	20	48	393	435-428	8-10
2000		254	268	4	4.6	19	20	42	308	355-347	11-13
2001		192	203	4	4.7	19	20	39	224	329-319	30-32
2002		334	352	4	4.6	19	20		371	405-403	8

@Estimeret ved ekstrapolation af målinger (Fyns Amt)

* Renseanlæg og regnvandsbetingede overløb

Tabel 4.31 Opgørelse over grundvandsmodellens vandbalance på agrohydrologiske år (1.4-31.3).

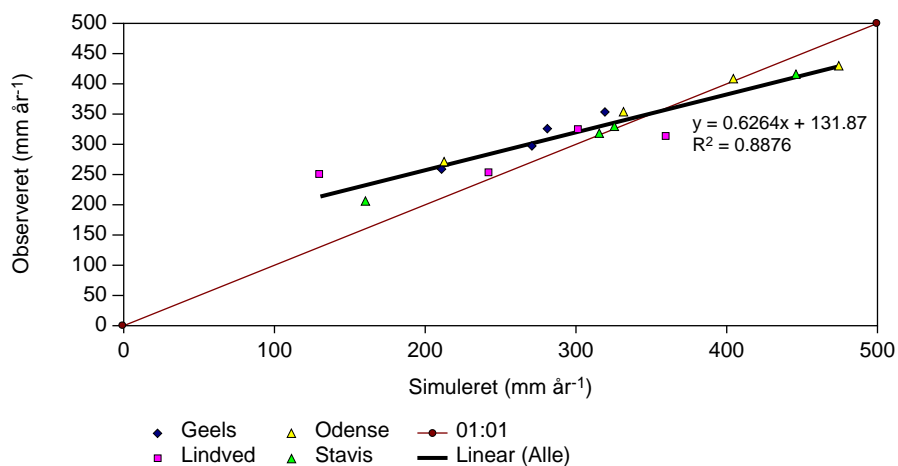
År	Topografisk opland			Strømning ind fra rand + oppumpning				Punktkilder*	Total Vand Til Odense fjord		Afvigelse %
	Areal km ²	Perkolations, mm	Vandmængde 10 ⁶ m ³	Strømning til rand mm	Vandmængde 10 ⁶ m ³	oppumpning, mm	Vandmængde 10 ⁶ m ³		Vandmængde 10 ⁶ m ³	Modelleret 10 ⁶ m ³	
1989/90	1055.25										
1990/91		235	248	4	4.6	25	27	42	279	342	19
1991/92		162	171	4	4.6	25	26	39	199	252	21
1992/93		283	299	4	4.6	24	25	39	319	311	-2
1993/94		428	451	4	4.6	23	24	41	441	451	2
1994/95		460	485	5	4.7	22	23	48	509	507	0
1995/96		-5	-6	5	5.1	22	23	34	105	159	34
1996/97		85	89	5	5.3	22	23	32	101	181	44
1997/98		184	194	5	4.9	20	21	38	199	248	20
1998/99		440	464	4	4.6	19	20	50	458	487	6
1999/00		291	307	4	4.6	19	20	46	331	392	16
2000/01		174	183	4	4.6	19	20	40	216	305	29
2001/02		353	373	4**	4.6	19	20		382	439	13

@Estimeret ved ekstrapolation af målinger (Fyns Amt)

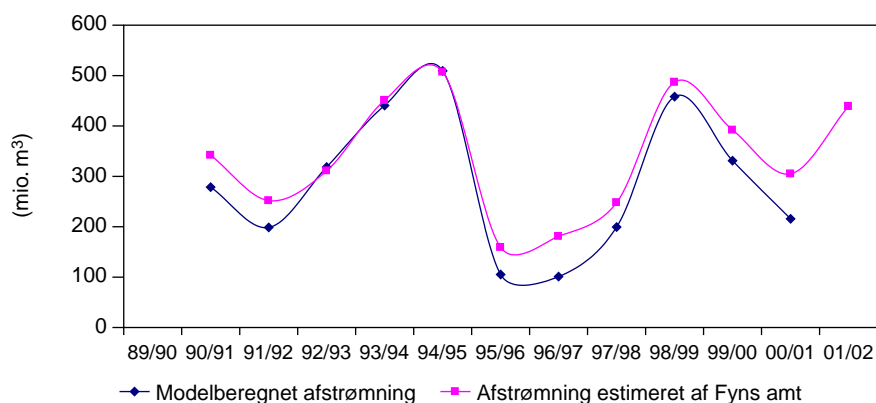
*Renseanlæg og regnvandsbetingede overløb

** ekstrapoleret fra middel af de 9 mdr. i 2001.

Figur 4.36 Målt og simuleret årlig afstrømning på fire målestationer for hvert af årene 1998-2001.



Figur 4.37 Sammenligning mellem modellens beregnede afstrømning til fjorden og Fyns Amts estimat. Der er en systematisk niveauforskel på de to estimater.



Stoftransport i grundvand og vandløb

Den samlede stofbalance for modelberegningerne er vist i tabel 4.33. En stor del af den af Daisy beregnede nitrat forsvinder undervejs i grundvandet. Beregnede reduktionsprocenter for hvert delopland til fjorden er vist i tabel 4.32 og figur 4.38 sammen med deloplandenes navne. Disse reduktionsprocenter er opgjort som forholdet mellem udvaskningen fra rodzonen (beregnet med Daisy) og den nitrat, der simuleres ved vandløbenes udløb i Odense Fjord fra en simulering, hvor der ikke fjernes kvælstof i vådområder.

Både i figur 4.38 og i tabel 4.33 er der kun angivet et tal for hele Odense Å's opland. Som det fremgår af partikelbaneberegningerne i afsnit 4.6, beregner modellen betydelige forskelle af reduktionen inden for dette opland. Det er tidligere vist, at kvælstofreduktionen i fynske vandløbsoplande varierer betydeligt (figur 3.6 i Nielsen et al., 2003). For fire vandløb, der afvander til Odense Fjord, er der på baggrund af målte vandløbstransporter fundet reduktionsfaktorer på 40-72 % med et gennemsnit på 51-55 % (Windolf, personlig kommunikation). Denne reduktionsfaktor er summen af reduktionen i både grundvand og vådområder, og er i øvrigt baseret på et mindre estimat for udvaskning (tabel 4.26). Såfremt reduktionen i vådområder lægges til tallet i tabel 4.32, bliver den samlede reduktion i Odense Å's opland på knap 60 %, dvs. lidt større end Fyns Amts estimat.

Der er stor forskel på reduktionen i de forskellige deloplande. Især de tre umålte oplande udviser høje reduktionsværdier. Det samme gælder Kraghs Å, Lumby inddæmmede strand og Søndre Landkanal. Den gennemsnitlige reduktionsprocent i grundvandet er, med en halveringstid i det øverste grundvandslag på 2 år, beregnet til ca. 52 %. Grundvandsreduktionen og reduktionen i vådområder er ikke finkalibreret i den opstillede model. Der er ikke taget hensyn til forskelle mellem vådområder eller forskelle mellem reduktionsforhold i overjorden i oplandet.

Der er forskellige forklaringer på, hvorfor de nordlige områder har fået så høj en reduktionsgrad. I forhold til de større oplande, hvor vandløbstransport er totalt dominerende og grundvandsudstrømning til fjorden er ubetydelig (pga. den lille tilgrænsende kyststrækning e.g. Odense Å's opland), kan den horisontale udstrømning til fjorden fra de små kystnære oplande udgøre en væsentlig andel af det totale vand- og stofbidrag til fjorden. Hvis nitraten når gennem grundvandet til fjorden uden at være blevet reduceret, er dette bidrag ikke med i den beregnede reduktionsprocent. Dette vil betyde, at reduktionsprocenten overestimeres. Det ser f.eks. ud til at være tilfældet for U28, U29 og U46, hvor den specifikke afstrømning i vandløbet er markant lavere end i de øvrige oplande.

Store områder af nogle umålte oplande er klassificeret med redoxgrænse i 2 m eller 3,5 m dybde (afsnit 4.3). Det betyder, at det stort set kun er det øverste lag, som vil være oxideret i oplandene U28, U29, U46, Søndre Landkanal og en stor del af Lundby inddæmmede fjord. Det kan understøtte, at reduktionsprocenten i nogle af disse oplande faktisk er større end gennemsnittet for det øvrige opland. Dette må betyde, at det vand, som i sidste ende ender i oplandets vandløb, har en mindre koncentration end i de oplande, hvor flere lag er oxideret.

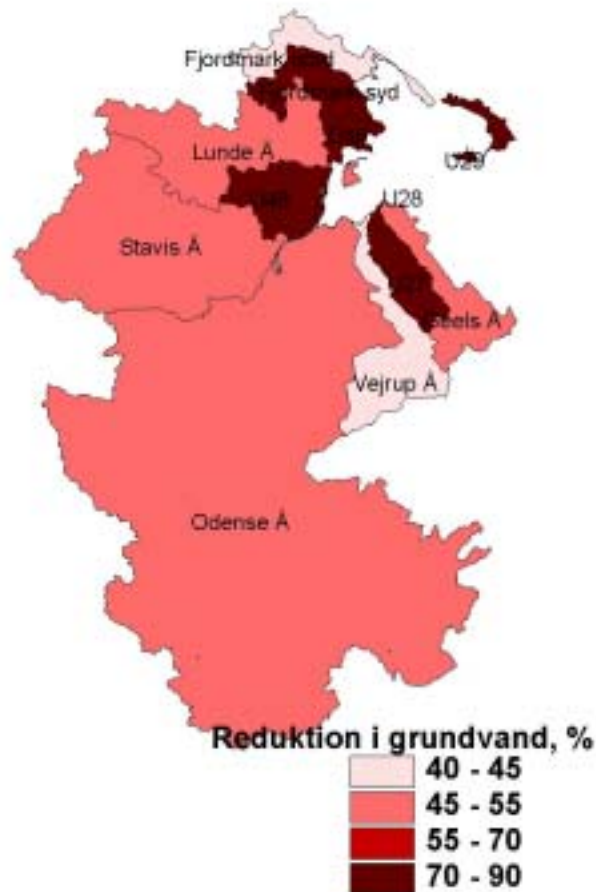
For Kraghs Å (U27) beregnes imidlertid stor reduktion, uden at nogen af de ovenstående forklaringer gælder, og Nordre Landkanal (Fjordmark nord) udviser lav reduktion, selv om det har en relativ lang grænse til fjorden.

Den samlede reduktion i oplandet kan endvidere aflæses af impulsresponsfunktionen i figur 4.39. Samme figur viser også, at transporttiden for nitrat fra bunden af rodzonen til vandløbet er lille. Næsten al stoftilførsel, der ikke reduceres, er nået frem til vandløbssystemet inden for 4 år, og ca. 75 % af den mængde kvælstof, der ender i vandløbet fra en bestemt tildeling, findes i vandløbet inden for de første 2 år.

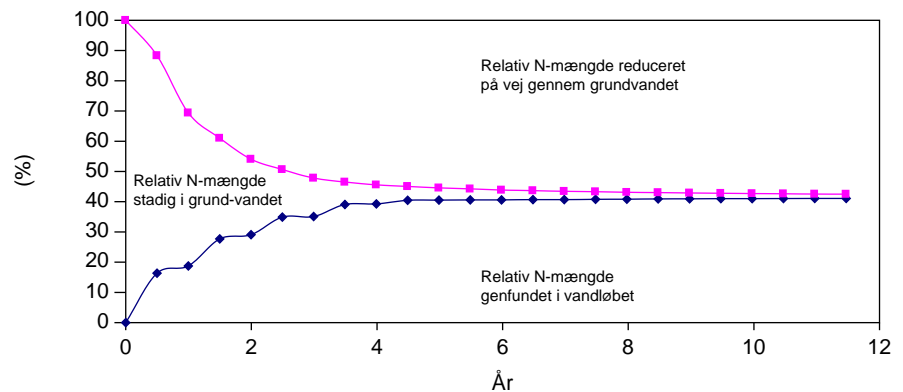
Den beregnede reduktion i grundvandet er mindst usikkert for det store opland (Odense Å), selv om sammenligning med Fyns Amts tidligere estimat tyder på nogen usikkerhed her. For de mindre oplande, herunder deloplande til Odense Å, er usikkerheden betydelig større. Specielt for de små umålte oplande, beliggende ud til Odense Fjord, må tallene i tabel 4.32 og figur 4.38 af ovenstående grunde desuden forventes at være overvurderede.

Table 4.32 Beregnet reduktion af diffus nitrat fra rodzonen til vådområder og vandløb, %, pr. delopland. Beregningen er foretaget på akkumulerede værdier fra 1990-2001.

Opland	Andre navne for samme opland	Areal, ha	Grundvandsreduktion, procent
Geels Å		3050	49
Søndre Landkanal	Fjordmark Syd	2575	72
Nordre Landkanal	Fjordmark Nord	2100	43
Lunde Å		7075	52
Odense Å		63575	50
Stavis Å	Odense Kanal	14775	49
Kraghs Å	U27	2175	78
U28		1200	93
U29		600	83
U46		825	84
Lumby indd. Strand	U48	3000	74
Vejrup Å		4275	44
Hele Oplandet		105225	52



Figur 4.38 Beregnede reduktionsprocenter i grundvandet for 12 deloplande til Odense Fjord. Den gennemsnitlige reduktion for oplandet er ca. 52 %.



Figur 4.39 Impuls-responsfunktion for Odense Å's opland. Figuren viser hvor stor en del af en tilført kvælstofmængde, der genfindes i vandløbet som funktion af tiden. Desuden viser figuren, at en stor del af kvælstoffet reduceres i grundvandet. Størstedelen af den kvælstof, der genfindes i åen, findes inden for 4 år, og ca. $\frac{3}{4}$ af dette inden for 2 år. Reduktionsprocenten for denne enkelte tildeling er lidt højere end den gennemsnitlige værdi, fundet ved flere tildelinger over flere år, nemlig ca. 52 %.

I tabel 4.34 og 4.35 er opgjort den diffuse udledning til vådområder og vandløbssystemet, samt udvaskningen, når vådområde- og vandløbsprocesser er medregnet, for hvert delopland pr. kalenderår (1998-2001) og agrohydrologisk år (1997/98 - 2000/01). Udledningerne er meget variable fra år til år.

Reduktionen i vådområderne varierer fra delopland til delopland og årene imellem. I Odense Å's og Stavis Å's oplande er den beregnede fjernelse i vådområderne størst. I de områder, hvor grundvandsreduktionen er stor, betyder vådområderne meget lidt. Der fjernes mest i vådområderne i våde år, hvor der løber mest nitrat til. Der er beregnet en fjernelse på 46-133 kg kvælstof pr. ha for de tre simulerede agrohydrologiske år, hhv. 52 til 126 kg kvælstof pr. ha for de fire kalenderår. Dette niveau er mindre, end hvad der forventes i vådområder (100-200 kg kvælstof pr. ha), men det nuværende vådområdeareal indeholder også arealer, der ikke specifikt modtager nitratholdigt vand. Desuden er modellens opløsning ikke tilstrækkelig god til at kunne modellere vådområder på detaljeret niveau, og fjernelsen kan være begrænset af, at der ledes for lidt vand igennem de i modellen eksisterende vådområder. Modellen tager dog alt drænvand, der udledes i det pågældende MIKE 11-punkt, og beregner fjernelse i forhold til vådområdets areal. Det forventes at være korrekt, at fjernelsen følger udstrømningen, sådan at den er størst i våde år.

Oplandstallene fra tabel 4.34 og 4.35 genfindes i tabel 4.33. I sidste kolonne af tabel 4.33 er desuden beregnet en belastning til fjorden. Forskellen består i, at punktkilder er medtaget i beregningen, og opgørelsen består af nitrat-kvælstof, ammonium-kvælstof og organisk kvælstof, bestemt som $0.29 * BOD$.

Figur 4.40 - 4.43 viser modelsimuleringer og observationer af nitrat-fluxe fra fire målestationer i oplandet for årene 1998-2001. Kun 1998-2001 er gennemregnet med fjernelse af stof i vådområder og vandløb, samt omdannelse af BOD og ammonium fra punktkilder.

Over- og underestimeringerne følger i overvejende grad over- og underestimeringer for vandsimuleringen. Det ses ved at sammenligne med figur 4.35, hvor f.eks. den manglende vandafstrømning i slutningen af 2000 genfindes i flux-beregningen. Som for vandberegningen er kvælstofafstrømningen lidt forsinket i forhold til de målte data. Heraf følger også, at stoffluxen beregnet for kalenderåret 2000, i det hele taget er undersimuleret. Fluxen er oversimuleret for våde år og undersimuleret for tørre år. Fluxen i Lindved Å er systematisk overestimeret. I dette område er reduktionen større end beskrevet i modellen.

Figur 4.45 viser den årlige flux af diffus nitrat (uden punktkilder) til fjorden sammenlignet med Fyns Amts estimat for denne, for de agrohydrologiske år 97/98 01/02. Gennemsnitsværdierne for perioden er 2145 tons for simuleringen og 2169 tons for Fyns Amts estimer. For perioden 98/99-00/01 er de tilsvarende tal 2319 og 2296 tons. Modellestimatet vil være påvirket af, at handelsgødningens mængde er overestimeret med ca. 3,5 % i gennemsnit 310 tons. Hvis virkningen skulle slå fuldt igennem på udvaskningen fra rodzonen, ville det svare til, at transporten til fjorden er overvurderet med 130 tons pr. år i

perioden 98/99-01/02, når der er taget højde for reduktion i grundvand og vådområder. Fyns Amts estimat bygger på en større vandtilstrømning til fjorden end modellen beregner, og det kan derfor også være en smule overestimeret.

Figur 4.44 viser plots af observerede og simulerede årlige fluxe og gennemsnitlige koncentrationer. Overensstemmelsen er dårlig. Den meget høje flux i 1998/99 slår kraftigt igennem på de viste regressionslinier. Resultatet kan være påvirket af, at handelsgødningstilførelsen i det tilsvarende gødningsår er 8 % for høj, svarende til 703 tons på oplandsbasis, men det kan ikke alene forklare den observerede afvigelse. Desuden er de simulerede koncentrationer i Lindved Å-oplandet systematisk for høje, som det også fremgår af figur 4.42. Nøjagtigheden af de simulerede kvælstofkoncentrationer og -transporter er betydeligt ringere end det, der kan opnås med simple empiriske metoder. Således har Windolf et al. (2003) opnået en forklaringsgrad på $R^2 = 0,92$ (mod 0,57 i nærværende studie) ved simulering af kvælstoftransporter og en forklaringsgrad på $R^2 = 0,80$ for simulerede årlige koncentrationer (mod 0,09 i dette studie). Metoden i Windolf et al. (2003) baserer sig bl.a. direkte på den målte vandføring, som i nærværende studie ikke simuleres særlig godt. Det antyder, at datagrundlaget indeholder tilstrækkelig information til en markant forbedring af nærværende modelresultater, men det kræver, at grundlaget i form af simulerede afstrømninger forbedres.

Tabel 4.33 Oversigt over stofbalancen (tons kvælstof) opgjort fra 1.4-31.3 for Odense Fjords opland. Punktkildebidrag fra Stige Ø er ikke medregnet. De tilsvarende vandmængder findes i tabel 4.30, 4.31 og 4.32. Stofafstrømningen i vandløbssystemet er endvidere udtrykt for kalenderår. Tal i [] er estimerede.

	Udvaskning fra rodzonen	Heraf fra naturarealer	Diffus udvaskning til vådområder og vandløb	reduktion i grundvand	Reduktion i vådomr. og vandløb (af tilstrømning til disse)	Diffus tilstrømning, reduktion i vådområder medregnet	Punktkilder og overløb	Estimeret belastning til fjord*
	T	T	T	%	%	T	T	T
1997-1998	7320	138	1688		[14]*	1452	179	[1631]
1998-1999	8482	326	4839	Ca. 52 %	10	4365	247	[4612]
1999-2000	2503	216	2111		12	1867	198	[2065]
2000-2001	2980	126	1011		17	845	186	[1031]
2001-2002	5277	202	2473		11	2200	166	[2366]
gnsn. 98/99-00/01	4811	218	2608		11	2319	199	2519
* På grund af beregningstiden er reduktionen i vådområder ikke beregnet for alle år. Værdien er estimeret i 1997/98 ved interpolation.								
Kalenderår								
1998	10886		3170		14	2718	257	[2975]
1999	4831		3781		7	3511	269	[3780]
2000	2375		1798		11	1612	232	[1844]
2001	3685		1144		21	908	197	[1105]

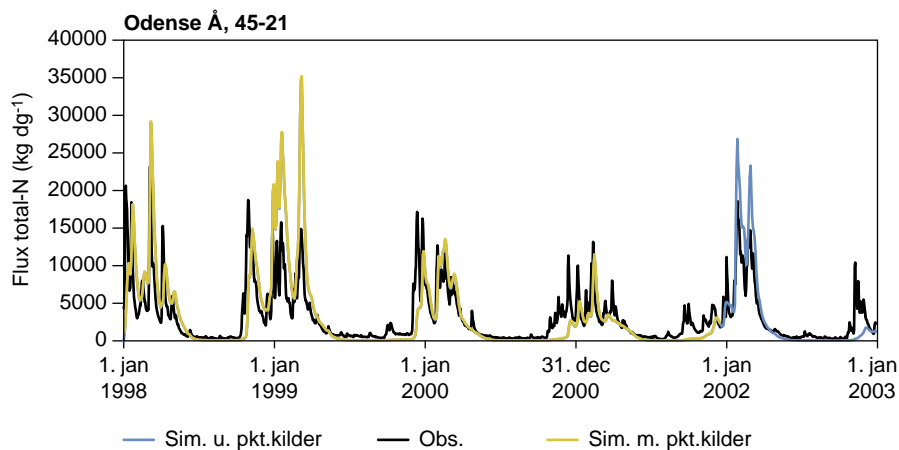
Tabel 4.34 Beregnet diffus udledning af kvælstof til vandløbssystemet opgjort på kalenderår, tons år⁻¹.

Opland	Areal ha	Udledning til fjord beregnet uden nedbør i vådomr. og vandløb				Udledning til fjord beregnet med nedbør i vådomr. og vandløb				Reduktion i vådområder og vandløb				Afstrømning, 10 ⁶ m ³ år ⁻¹			
		1998 T	1999 T	2000 T	2001 T	1998 T	1999 T	2000 T	2001 T	1998 %	1999 %	2000 %	2001 %	1998	1999	2000	2001
Geels Å	3050	63	135	67	40	62	130	64	37	2	3	5	8	6.9	10.2	8.1	6.2
Søndre Landkanal	2575	34	66	33	17	30	63	31	14	12	5	6	14	2.9	4.5	3.2	2.3
Nordre Landkanal	2100	48	122	49	24	44	117	46	22	7	4	5	7	4.8	8.0	5.6	4.0
Lunde Å	7075	245	394	175	88	231	380	168	82	6	4	4	6	18.3	25.0	5.6	12.3
Odense Å	63575	2195	2111	1069	762	1878	1936	937	586	14	8	12	23	231.1	250.7	203.8	154.1
Odense Kanal	14775	385	563	237	126	290	507	203	85	25	10	14	32	46.7	64.4	44.8	30.2
Kraghs Å	2175	25	48	22	12	21	46	20	10	15	5	7	15	1.9	3.1	2.2	1.6
U28	1200	3	7	3	2	3	9	4	2					0.7	1.2	0.9	0.6
U29	600	4	17	6	2	4	16	6	2	5	5	4		0.6	1.1	0.8	0.5
U46	825	6	15	7	3	6	17	8	3					1.0	1.8	1.2	0.7
Lumby indd. Strand	3000	38	52	22	16	37	52	23	16					4.9	5.9	4.3	3.2
Vejrup Å	4275	126	252	109	53	111	237	102	47	11	6	6	11	12.4	19.0	14.4	9.8
Hele Oplandet	105225	3170	3781	1798	1144	2718	3511	1612	908	14	7	10	21	332.0	394.9	294.9	225.6
Nedbrydning pr. ha vådområde, kg ha ⁻¹										126	75	52	65				

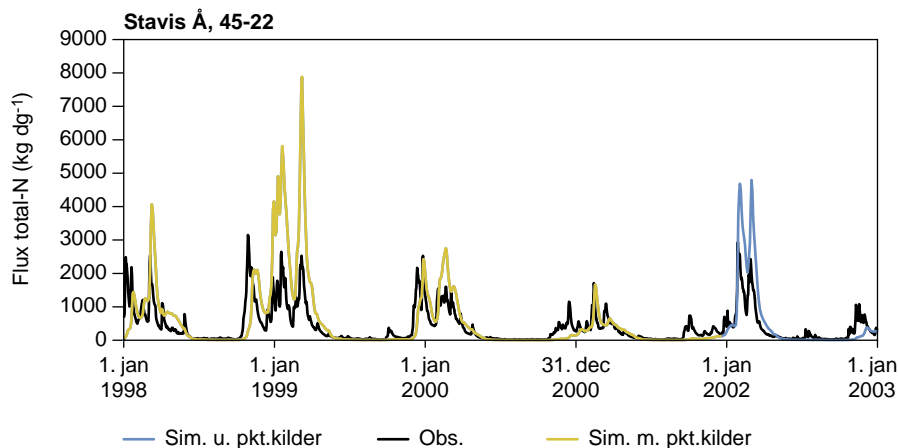
Tabel 4.35 Beregnet diffus udledning af kvælstof til vandløbssystemet opgjort fra 1.4-31.3, tons år⁻¹.

Opland	Areal ha	Udledning til fjord beregnet uden nedbør i vådomr. og vandløb				Udledning til fjord beregnet med nedbør i vådomr. og vandløb				Reduktion i vådområder og vandløb				Afstrømning, 10 ⁶ m ³ år ⁻¹			
		1997-1998 T	1998-1999 T	1999-2000 T	2000-2001 T	1997-1998 T	1998-1999 T	1999-2000 T	2000-2001 T	1997-1998 %	1998-1999 %	1999-2000 %	2000-2001 %	1997-1998	1998-1999	1999-2000	2000-2001
Geels Å	3050	32	141	79	42		138	75	39		2	5	7	4.4	10.5	8.5	6.5
Søndre Landkanal	2575	17	73	39	17		69	36	15		5	8	12	1.9	4.8	3.6	2.3
Nordre Landkanal	2100	20	131	60	25		127	56	24		3	7	7	2.8	8.5	6.3	4.1
Lunde Å	7075	122	469	207	87		450	197	82		4	5	6	11.1	28.5	19.5	12.2
Odense Å	63575	1210	2890	1234	640		2565	1067	522		11	14	19	140.3	302.8	217.8	145.8
Odense Kanal	14775	191	685	294	114		587	247	83		14	16	27	27.4	71.7	51.5	29.5
Kraghs Å	2175	12	54	26	12		50	24	10		6	8	14	1.2	3.3	2.4	1.5
U28	1200	1	8	3	2		9	4	2					0.4	1.3	0.9	0.6
U29	600	2	17	7	3		16	7	3		5	5	0	0.3	1.2	0.8	0.5
U46	825	2	16	8	3		19	9	4					0.5	2.1	1.3	0.7
Lumby indd. Strand	3000	21	64	26	14		64	27	15					3.0	6.8	4.7	3.1
Vejrup Å	4275	57	291	127	52		270	118	48		7	7	9	7.2	20.8	15.3	9.9
Hele Oplandet	105225	1688	4839	2111	1011	1452	4365	1867	845	[14]	10	12	17	200.3	462.4	332.5	216.6
Nedbrydning pr. ha vådområde, kg ha ⁻¹											133	68	46				

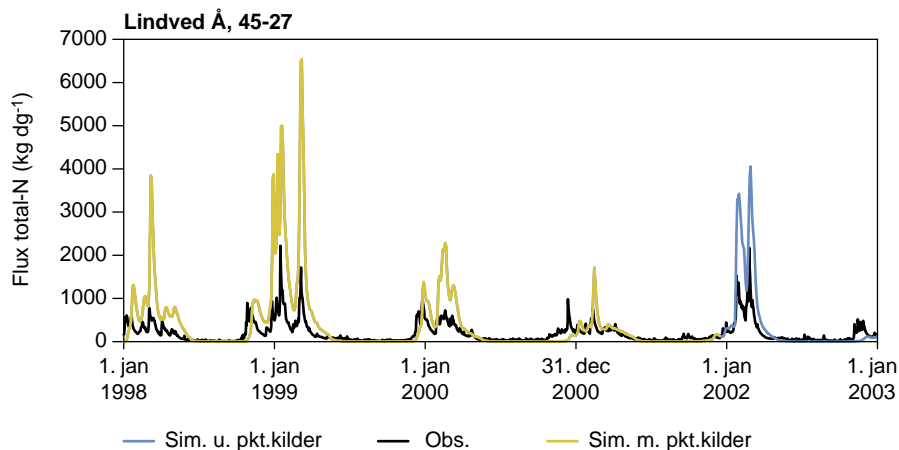
Figur 4.40 Simuleret og observeret total-kvælstof transport for 2000 for Odense Å, station 45-21, med og uden punktkilder og med reduktion i vådområder og å-system. Det manglende stof i efteråret skyldes primært at vandafstrømningen er forsinket.



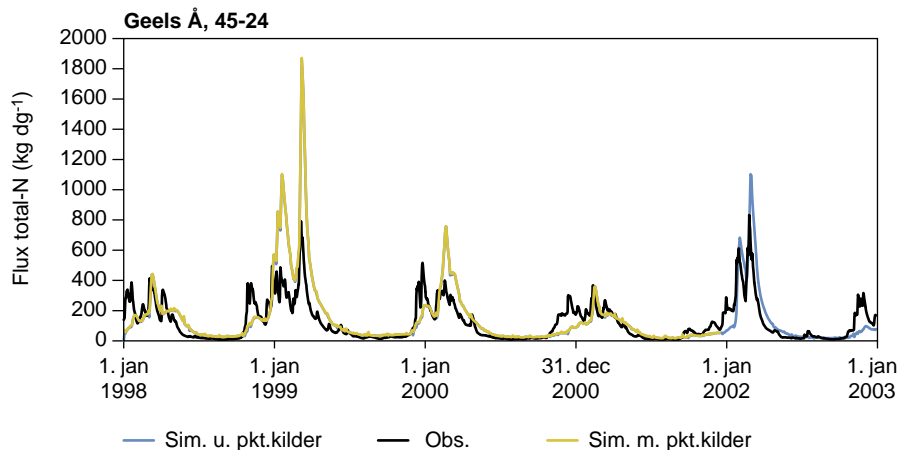
Figur 4.41 Simuleret og observeret total-kvælstof transport for 2000 for Stavis Å, station 45-22, med og uden punktkilder og med reduktion i vådområder og å-system. Det manglende stof i efteråret skyldes primært at vandafstrømningen er forsinket.



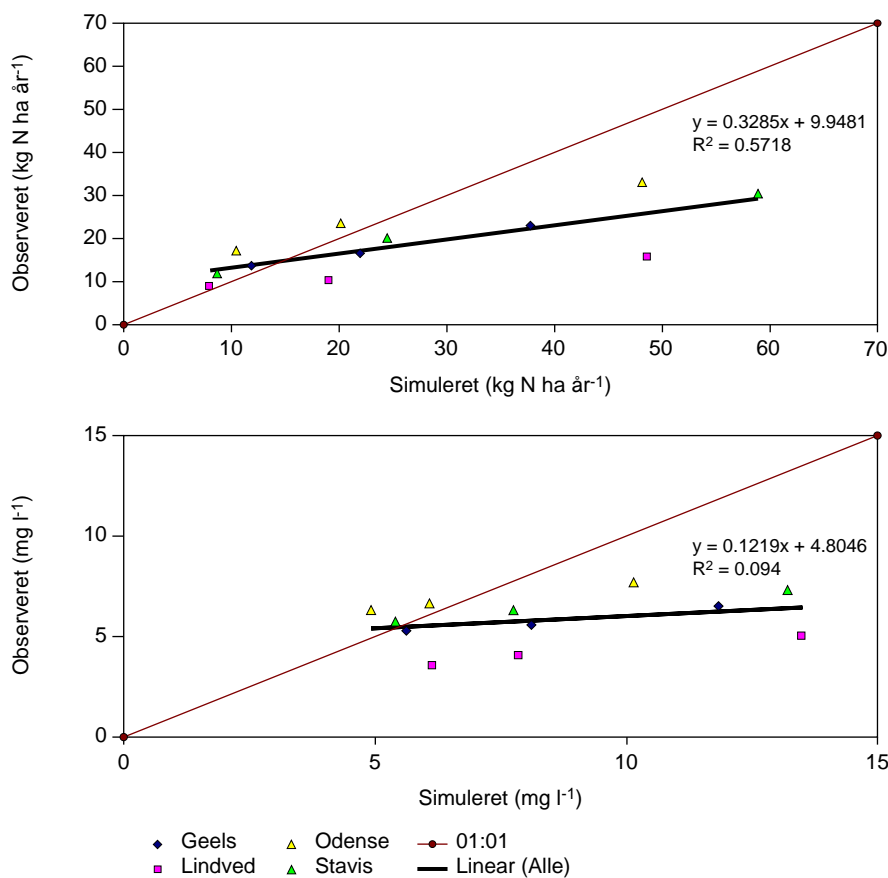
Figur 4.42 Simuleret og observeret total-kvælstof transport for 2000 for Lindved Å, station 45-27, med og uden punktkilder og reduktion i vådområder og å-system. Det manglende stof i efteråret skyldes primært at vandafstrømningen er forsinket.



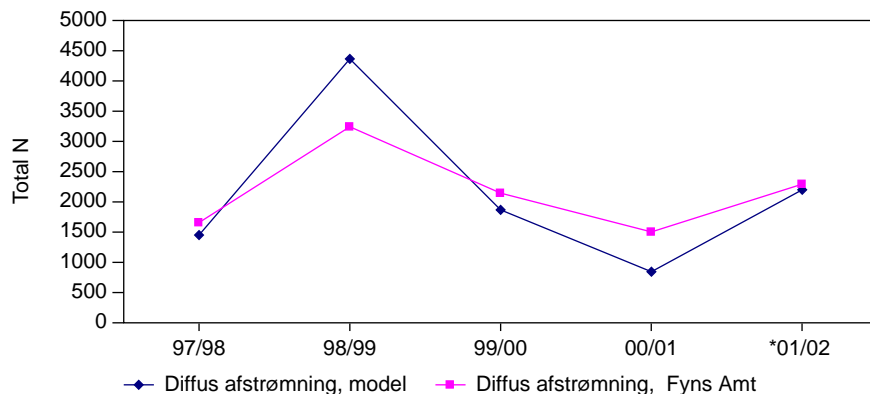
Figur 4.43 Simuleret og observeret total-kvælstof transport for 2000 for Lindved Å, station 45-27, med og uden punktkilder og reduktion i vådområder og å-system. Det manglende stof i efteråret skyldes primært at vandafstrømningen er forsinket.



Figur 4.44 Observeret og simuleret flux og koncentration for fire målestationer for 1998-2000, agrohydrologiske år.



Figur 4.45 Sammenligning mellem modellens årlige (1/4-31/3) estimater og Fyns Amts estimat af diffus afstrømning til Odense Fjord, baseret på målinger.



4.5.3 Konklusioner med hensyn til modellens prædiktionssevne og pålidelighed

På baggrund af ovenstående sammenligninger mellem målte og beregnede værdier kan vi konkludere følgende med hensyn til modellens styrker og begrænsninger:

- Den hydrologiske model simulerer afstrømningerne godt ved målestationerne med DK-modellens rodzonemodul, både fordelingen hen over året og mellem våde og tørre år. Afvigelsen på den totale vandbalance er 3 % og R^2 (Nash-Suthcliffe-værdierne ligger mellem 0,62 og 0,91). Med input fra Daisy simuleres vandbalancen over hele 10-års perioden godt (afvigelse 0,8 %), men fordelingerne mellem våde og tørre år er ikke god, og der er en dårligere overensstemmelse på fordelingen hen over året, specielt er tidlige efterårsafstrømninger ikke simuleret særlig godt. Det giver sig udtryk i Nash-Suthcliffe-værdier mellem -0,19 og 0,61, altså væsentligt lavere end med rodzonemodulet.
- Den hydrologiske model simulerer trykniveauerne med samme godhed som DK-modellen.
- Der er ikke data til at kontrollere hvor godt den hydrologiske model simulerer strømningsvejene i oplandet, dvs. hvor meget af grundvandet, der strømmer gennem de overfladenære geologiske lag og hvor meget, der transporteres gennem de dybere magasiner. Dette giver selvsagt nogen usikkerhed om modellens evne til at beskrive nitratreduktion i undergrunden, idet den er afhængig af en korrekt beskrivelse af strømningsvejene.
- Den anvendte beskrivelse af nitratreduktionen i undergrunden er lavet ud fra relativt simple principper på baggrund af eksisterende data. Der er ikke tidligere gennemført feltstudier af nitratfjernelse på oplandsskala, hvorfor det ikke har været muligt at efterprøve de anvendte principper mod feltdata. Procesbeskrivelsen for nitratfjernelsen i de dybe lag er baseret på viden fra tidligere studier, mens beskrivelsen af reduktionen i det øverste oxiderede lag er rent empirisk (og vides ikke at være korrekt) og derfor mere usikker at tolke og ekstrapolere. Nitratreduktionen i undergrunden kan vurderes ved at sammenligne de simulerede nitratkoncentrationer i grundvandet med observationer (kapitel 7). Datagrundlaget er imidlertid ikke tilstrækkeligt til at reduktionens størrelse kan påstås at være dokumenteret mod feltdata, og de observerede koncentrationer tillader et ret stort spænd i reduktionsgrad. Resultaterne ser umiddelbart rimelige ud, betragtet på oplandsskala, mens modellen i sin nuværende form næppe har nogen prædiktiv evne på grid skala, og er formentlig også meget usikker på deloplandsniveau.
- Nitratreduktionen i vandløb/vådområder er meget usikkert bestemt på grund af skalaproblemer, som beskrevet i afsnit 4.4.4. Det er ikke sikkert, at de indlagte vådområder, der geografisk er placeret korrekt, i tilstrækkelig grad fanger drænvandet fra MIKE SHE, der kan være forrykket geografisk. Desuden er det første gang, vådbundsprocesser har været forsøgt modelleret på denne måde, hvilket betyder, at der ikke er erfaringer at trække på. De anvendte rater er baseret på litteraturværdier, der udviser stor spredning, og

der har ikke været gjort forsøg på at tilpasse raterne for forskellige å-systemer på baggrund af lokal information. Problemet med, at drænafstrømningen sker for sent om efteråret, betyder at drænvandet i modellen løber gennem vådområderne i en periode med lav temperatur. Dette kan også være medvirkende til de lave fjernelsesrater, som modellen beregner. Nitratreduktionen i vådområder kan således ikke dokumenteres mod felldata.

- Plot over flux og koncentrationer ved målestationerne viser da også en overestimation af de simulerede koncentrationer, hvoraf noget hænger sammen med den for høje gødningstildeling tilbage i tiden, men en undervurdering af kvælstoffjernelsen i vådområder kan også spille ind. Flux- og koncentrationssimuleringerne afspejler også de problemer, der er observeret i vandsimuleringen med hensyn til våde og tørre år.
- Oplandsmodellen er ikke i stand til med tilstrækkelig nøjagtighed (set i forhold til behovet set fra fjordmodellens side) at beskrive fordelingen mellem tørre år og våde år og fordelingen hen over året. Den altafgørende grund hertil er de tilsvarende dårlige simuleringer af vandstrømninger, når Daisy benyttes sammen med grundvandsmodellen.

Alt i alt er det vores opfattelse, at modellen er i stand til at give en nogenlunde korrekt beskrivelse af nitratstrømmene til Odense Fjord over en flerårig periode under alternative dyrkningsformer. Effekten af vådområder forventes at være underestimeret med en faktor 2-3. Modellens simuleringer på enkeltår og finere tidsmæssig opløsning er ikke tilfredsstillende for fjordmodellen. Hovedformålet med modellen i dette studie var at beskrive effekterne af alternative indgreb (scenarier). Det relevante spørgsmål er derfor, hvor god modellen er til at beskrive ændringer i nitratfluxe fra det ene scenarie til det andet. Vi har ikke haft mulighed for at gennemføre usikkerhedsanalyser heraf, men det er vores opfattelse at modellens evne til at simulere ændringer er væsentlig større end dens træfsikkerhed på en valideringssimulering. Det vil sige, at differensen er mindre unøjagtig end den absolutte værdi. Vi skal dog fremhæve, at vi kun har fokuseret på den samlede nitratudstrømning til Odense Fjord, mens dens nøjagtighed på mindre skala vil være væsentlig lavere. Selvom principperne for beregninger på mindre skala er de samme, vil en forøget nøjagtighed på deloplands og lokal skala kræve en mere forfinet model med hensyn til topografi, geologi og beregningsnet, samt en bedre kobling mellem Daisy og MIKE SHE end den her benyttede.

4.5.4 Videreudvikling af nitrat oplandsmodel

Problemet

Oplandsmodellen for nitrat har vist sig at give væsentligt dårligere resultater end forventet. Resultaterne har således ikke direkte kunnet benyttes som input til en fjordmodel. Det store problem i den anledning er den dårlige simulering af afstrømningen om efteråret og den forsinkede simulering af afstrømningstoppene om vinteren. Disse problemer har naturligt været genstand for en omfattende analyse.

For at opfylde målsætningen om nitratmodellering for et helt opland var der behov for at kombinere vandstrømningen i en oplandsmodel med en detaljeret modellering af nitratprocesser i rodzonen. Det valgte vi at gøre ved at koble en Daisy rodzonemodul med en MIKE SHE/MIKE 11 grundvands/vandløbsmodel. De tidligere erfaringer som lå til grund herfor var bl.a.:

- Vi vidste at MIKE SHE/MIKE 11 var i stand til at simulere vandløbsafstrømningen tilfredsstillende i forhold til en efterfølgende fjordmodellering, når der benyttes input fra DK-modellens rodzonemodul. Det blev bekræftet i nærværende studie (afsnit 4.5).
- Vi ved også, at det i tidligere modelleringsstudier er lykkedes at simulere dynamikken og vandbalancen i afstrømningerne fra moræneområder tilsvarende tilfredsstillende, når MIKE SHE's egen rodzonemodul benyttes i stedet for Daisy. Det er eksempelvis tilfældet for drænvandsafstrømninger i Lillebæk (50 m beregningsnet) og for Bjerge Å i forbindelse med SMP96 (250 m net), i begge tilfælde uden at MIKE SHE's empiriske bypassfunktion blev benyttet.
- Vi ved endvidere fra tidligere studier, at Daisy og MIKE SHE's rodzonemodul ved almindelig parameterisering simulerer den aktuelle fordampning i samme størrelsesorden.

Hovedproblemet ligger i koblingen mellem rodzonemodellen (Daisy) og grundvandsmodellen (MIKE SHE). Det anvendte koncept for kobling har vist sig at give flere problemer:

- Både Daisy og MIKE SHE opererer med drænrør. Hovedårsagen til forsinkelserne af afstrømningstoppene om vinteren er således, at der sker en tidsforsinkelse, fordi vandet skal gennem dræn både i rodzonemodellen og i grundvandsmodellen. Det er klart en forkert beskrivelse, som det af modeltekniske årsager ikke var muligt at ændre inden for rammerne af nærværende projekt. Det kan dog ikke forklare den for lave afstrømning om efteråret og i tørre år.
- Meget af den naturlige variation i rodzonen er blevet tabt ved den måde, resultaterne fra Daisy er blevet aggregeret på, inden det er benyttet som input i MIKE SHE. Inputtet til en 500 m x 500 m beregningscelle i MIKE SHE fremkommer således som en vægtet middelværdi af ofte mange Daisy markblokke. Det betyder, at den samlede grundvandsdannelse i mange beregningsceller om efteråret ikke er stor nok til at grundvandsstanden i en 500 m x 500 m celle når op til drænrørsniveau og giver anledning til afstrømning. Såfremt der havde været fuld overensstemmelse mellem beregningscellerne i grundvandsmodellen og Daisy's markblokke, ville nogle af beregningscellerne have givet afstrømning. Med den nuværende kobling kommer afstrømningen pludselig fra alle beregningsceller på en gang, mens det i virkeligheden vil være meget mere fordelt over tiden.
- Den nedre randbetingelse i Daisy (grundvandsstanden) er ikke i overensstemmelse med den af MIKE SHE simulerede grundvandsstand, specielt er dynamikken ikke bevaret. Det er i nærværende model forsøgt kompensert med de såkaldte trykceller, hvor der simuleres opadgående vandbevægelse i det øverste grund-

vandslag, men denne løsning er både besværlig og unøjagtig i forhold til en reel kobling.

Desuden er der problemer med, at mange inputdata midles, før de benyttes i modellen. Det drejer sig eksempelvis om nedbør (10 km gridnedbør i stedet for punktnedbør), jordfysiske parametre og plantefysiske parametre, gødningsudbredelse. Hvor stor indflydelse denne midling har på resultatet er ikke klart. I de tidligere eksempler med MIKE SHE-simuleringer på oplandsskala er der også benyttet de samme jord- og planteparametre over hele modelområdet, uden at det tilsyneladende har givet problemer for afstrømningssimuleringerne, men der er ingen erfaringer med, hvor stor betydning det har at anvende gridnedbør i stedet for punktnedbør.

Endelig er den relativt grove diskretisering i MIKE SHE på 500 m x 500 m beregningsceller et problem, idet ådalene og de små vandløb ikke kan beskrives tilfredsstillende. Det har i hvert fald betydning for nøjagtigheden af vådområdebeskrivelserne og dermed den efterfølgende nitratfjernelse i vådområder. Hvor meget det betyder for selve afstrømningssimuleringerne er mindre klart, men de tidligere nævnte simuleringer, hvor MIKE SHE simulerede dynamikken af afstrømningen tilfredsstillende i moræneområder, var baseret på mindre beregningsceller.

Forbedret modelkoncept

For at opnå simuleringer af afstrømning med en koblet Daisy/MIKE SHE/MIKE 11, som er tilfredsstillende i forhold til efterfølgende fjordsimuleringer, vil det være nødvendigt at ændre konceptet for Daisy/MIKE SHE koblingen. Der er forskellige løsningsmuligheder:

- Den ultimative, og fagligt bedste, løsning vil være en direkte kobling på kodeniveau mellem de to beregningskoder Daisy og MIKE SHE. En sådan kobling blev udviklet og anvendt på et par forskningsprojekter for nogle år siden. I denne kobling tog MIKE SHE sig af vandafstrømning og stoftransport, mens Daisy's rolle var at beregne plantevækst, fordampning og alle kvælstofprocesser. Herved undgås de tre punkter, som er nævnt under hovedproblemet ovenfor. Denne kobling fungerede fagligt tilfredsstillende, men blev opgivet fordi den programmeringsmæssigt var meget vanskelig at vedligeholde, og fordi den krævede meget regnekraft. En "omkostning" ved den fulde kobling er dog, at der ikke vil være fuld overensstemmelse mellem Daisy's beregnings søjler og markblokkene i CHR. Det vil betyde, at modellen umuligt vil kunne få en prædiktiv evne på beregningscelle skala, men det vil, formentlig på grund af andre usikkerheder, under alle omstændigheder være umuligt at opnå.
- En løsning baseret på, at Daisy og MIKE SHE/MIKE 11 køres uafhængigt af hinanden som i nærværende projekt, men med følgende konceptuelle ændringer:
 - Der må kun være én Daisy-søjle for hver beregningscelle i grundvandsmodellen. Det vil løse det mellemste hovedproblem ovenfor med den samme "omkostning" med hensyn til manglende prædiktiv evne på beregningscelle skala, som nævnt ovenfor.

- Der skal sikres bedre overensstemmelse mellem det af MIKE SHE simulerede grundvandsspejl og den nedre randbetingelse i Daisy. Det kan f.eks. ske ved direkte at benytte MIKE SHE grundvandspejlet som nedre randbetingelse.

Dette vil være en "lappeløsning", sammenlignet med den direkte kobling på kodeniveau, og det er usikkert hvor stor en del af problemet, den løser. Men den vil være nemmere at anvende og kræve mindre beregningstid. Løsningen kræver imidlertid at de to modeller køres iterativt, indtil de er overensstemmende, og det er i sig selv tidskrævende.

Forbedret parameterisering og dokumentation

Nærværende modelstudie har vist, at der er behov for at forbedre modellens parameterestimer og at dokumentere modelresultaterne på følgende hovedpunkter:

- Daisy er en punktmodel og beskriver forholdene i en søjle for en enkelt plante. Et oplands respons, både med hensyn til vand og nitrat, er imidlertid påvirket af *heterogeniteten* inden for oplandet. En del af denne heterogenitet beskrives ved, at der anvendes forskellige sædskifter, jordtyper, nedbørsgrid mv., men en del af heterogeniteten er der ikke taget hensyn til i nærværende modelopsætning, hvilket betyder mindre nøjagtige resultater. Der er behov for at få undersøgt, hvor stor betydning heterogeniteten af forhold i marken vil have for beskrivelsen af oplandsforhold. Det drejer sig eksempelvis om variation af gødskning (variation inden for en mark og mellem forskellige landmænd), nedbør (gridnedbør contra punktnedbør) og jordbundsforhold.
- Der er behov for at opnå et bedre grundlag for at beregne *nitratreduktionen i grundvandssystemet*. Det drejer sig om undergrundens reduktionskapacitet, nøjagtige strømningsveje samt data for nitratindhold i det øvre grundvand. På den baggrund bør der ske en bedre dokumentation af nøjagtigheden af de beregnede nitratreduktioner i undergrunden.
- Der er behov for at undersøge, hvor god beskrivelsen af *nitratreduktionen i vådområder* beskrives, herunder at dokumentere hvor nøjagtig modelsimuleringerne er ved at sammenholde modelberegninger med felldata fra aktuelle vådområder.
- Endelig vil det være ønskeligt at benytte en *finere diskretisering* af oplandsmodellen for at kunne lave en tilfredsstillende beskrivelse af topografien omkring ådale og vådområder. Vi vurderer, at beregningsceller af størrelsesorden 100 m – 250 m vil være nødvendig.