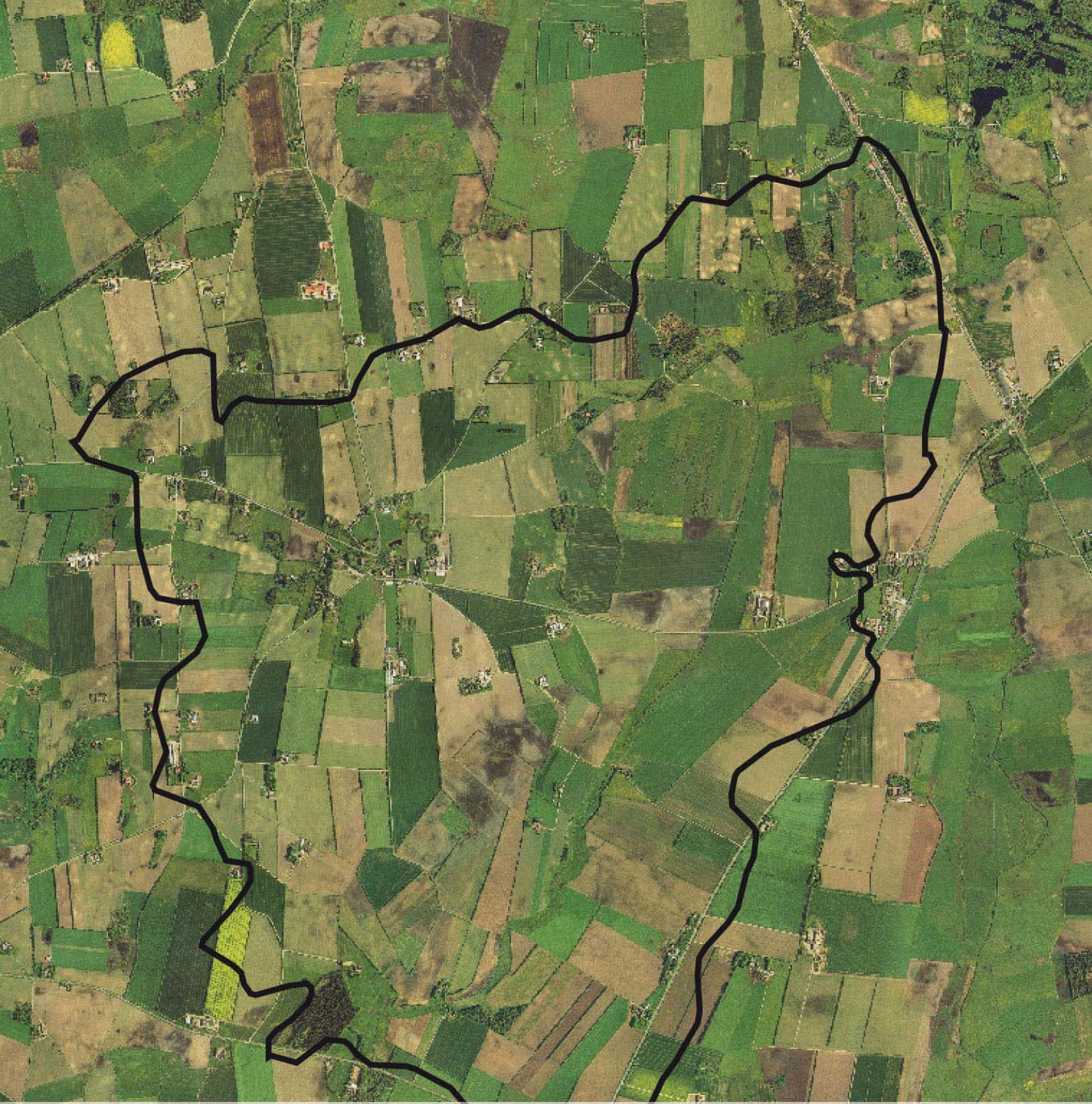




OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL ODDERBÆK

Faglig rapport fra DMU nr. 740 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL ODDERBÆK

Faglig rapport fra DMU nr. 740 2010

Gitte Blicher-Mathiesen
Peter Mejlhede
Lisbeth Elbæk Pedersen
Ruth Grant
Bent Østergaard Olsen



Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 740
Titel:	Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Odderbæk
Forfattere:	Gitte Blicher-Mathiesen, Peter Mejlhede, Lisbeth Elbæk Pedersen, Ruth Grant, Bent Østergaard Olsen
Afdeling:	Afdeling for Ferskvandsøkologi
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Marts 2010
Redaktion afsluttet:	Marts 2010
Faglig kommentering:	Kirsten Elisabeth Broch, Jeppe Jørgensen, Jørgen Sivertsen, Miljøcenter Aalborg
Finansiell støtte:	Det Nationale Overvågningsprogram
Bedes citeret:	Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P., Pedersen, L.E., Grant, R. & Olsen, B.Ø. 2010: Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Odderbæk. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 90 s. –Faglig rapport fra DMU nr. 740. http://www.dmu.dk/Pub/FR740.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Oplandet til Odderbæk er et af fem oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen for perioden 1990-2007. Hertil er anvendt rodzone-modellen Daisy. Da Daisy er en én-dimensionel model, er der udviklet en opskaleringsprocedure, der gør det muligt at anvende modellen til et helt opland. Der er foretaget meget få kalibreringer af modellen, som omfatter udbyttekalibrering af høstudbytter for vinterkorn og vårbyg samt en metode, der angiver, hvor meget af jordens humusindhold der er inert og dermed ikke bidrager til omsætningen af organisk stof i jorden. Første trin var at sætte Daisy op på seks jordvandsstationer i oplandet. Disse kalibreringer har været ensartede for alle jordvandsstationerne i oplandet og ligeledes ensartede med kalibreringerne i de øvrige oplande. Daisy-opsætningerne på jordvandsstationerne blev udbredt til oplandet ved hjælp af et sæt GIS-baserede kort over 18 års markkort, jordtyper og grundvandsspejlets dybde. Daisy-modelleringen er gennemført for hvert gridpunkt af et 50 x 50 m² gridnet i oplandet. Ved denne procedure er der modelleret en vandbalance for Odderbæk-oplandet, som på et overordnet niveau nogenlunde svarer til målinger i vandløbet. Høstudbytterne er modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter af puljeændringer for organisk stof i jorden og størrelsen af denitrifikation, som der kan arbejdes videre med. Oplandsmodelleringen bidrager med ny viden om transport af vand og kvælstof samt omsætning i oplandet. Den gennemsnitlige modellerede kvælstofudvaskning fra jordvandsstationerne er på samme niveau som målinger i jordvandet, og for hele oplandet ligger den modellerede kvælstofbalance for rodzonen på et forventet niveau. Dog er der en vis usikkerhed om størrelsen af kvælstof i oplande. Desuden kan modelleringen bidrage til at kvalitetssikre målinger i oplandet.
Emneord:	Kvælstofudvaskning, oplandsmodellering, rodzonemodellen Daisy
Layout:	Anne-Dorthe Villumsen
Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
Forsidefoto:	Flyfoto med oplandet til Odderbæk
ISBN:	978-87-7073-123-2
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	90
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR740.pdf

Indhold

Konklusion 5

Sammenfatning 6

- Datagrundlag for oplandsmodelleringen 6
- Modelopsætning på jordvandsstationerne 6
- Oplandsmodelleringen 7
- Vurdering af oplandsmodelleringen 8

1 Indledning 10

2 Baggrund 11

- 2.1 Landovervågningsprogrammet (LOOP) 11
- 2.2 Krav til modelarbejde under Vandrammedirektivet 11
- 2.3 Denne rapport 12

3 Indgangsvinkel til modelleringsopgaven 13

- 3.1 Koordinering af opgaven 13
- 3.2 Henvisning til Daisy Standardiseringsprojektet 13

4 Landovervågningsoplandet Odderbæk 14

- 4.1 Oplandets beliggenhed, topografi og jordtype 14
- 4.2 Arealanvendelse 15
- 4.3 Landbrugspraksis 16
- 4.4 Nedbørsforhold 16

5 Data fra Landovervågningsprogrammet 18

- 5.1 Landbrugsdata 18
- 5.2 Profilanalyser 18
- 5.3 Jordvandsmålinger 19
- 5.4 Vandløbsmålinger 20
- 5.5 Klimadata 21

6 Modelleringsværktøj 23

- 6.1 Daisy-modellen 23
- 6.2 Daisy Input 24
- 6.3 Managerfil 26
- 6.4 Jordfil 30
- 6.5 Klimafil 33
- 6.6 Daisy output 33
- 6.7 Modellens anvendelighed 34

7 Opsætning af Daisy på jordvandsstationerne samt på natur og bebyggelse 35

- 7.1 Opsætning og kalibrering af afgrøder 35
- 7.2 Opsætning og kalibrering af jordparametre 36
- 7.3 Vandbalance for jordvandsstationer, skov og øvrig natur 42
- 7.4 Kvælstofopsætning og -balance på jordvandsstationerne 44

8 Processen for oplandsmodelleringen 56

- 8.1 Klima til oplandsmodelleringen 56
- 8.2 Arealanvendelse og markkort 56

- 8.3 Jordbunden i oplandet 57
- 8.4 Vandløb, grøfter og drænoplysninger i oplandet 60
- 8.5 Grundvandsspejlets beliggenhed 62
- 8.6 Daisy Modelling af marker med punktnet 67
- 8.7 Daisy-modelling af ikke dyrkede arealer 68

9 Resultater fra oplandsmodellering af umættet zone 70

- 9.1 Grundvandsoplandet 70
- 9.2 Modelleret vandbalance for den umættede zone i oplandet til Oddebæk 71
- 9.3 Modellerede N-balancer for den umættede zone 75
- 9.4 Sammenligning af modellerede N-udbytter med oplyste N-udbytter 76
- 9.5 Resultater af oplandsmodellering af umættet zone sammenholdt med modellering af mættet zone 77
- 9.6 Diskussion 78

10 Referencer 79

Bilag 1. Oversigt der viser LOOP afgrøder og hvilke Daisy afgrøder, der er anvendt ved simuleringerne 82

Bilag 2. Husdyrgødning i Daisy 83

Bilag 3 Faktorer for ammoniakfordampning anvendt i managerfilerne ved opsætning af Daisy i Oddebæk oplandet. 87

Bilag 4a. Retentionsanalyse og hydrauliske parametre for jordprofilers jordhorisonter placeret ved jordvandsstationer i oplandet til Oddebæk 88

Bilag 4b. Oversigt over jordparametre for sandjord, jb 1 og jb 2, i Jacobsen (1989) 89

Bilag 5 Oversigt over tildeling af jordvandsstationernes jordopsætning til forskellige kombinationer af jordtype og jordartsklasse i oplandet til Oddebæk 90

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Konklusion

Oplandet til Odderbæk er et af fem landovervågningsoplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet for perioden 1990-2007. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy, som er sat op på 6 jordvandsstationer i oplandet, hvorefter jordopsætningerne er anvendt på hele oplandet. Der er foretaget meget få kalibreringer af Daisy, og disse har været ensartede for alle fem landovervågningsoplande. Den modellerede vandbalance for Odderbæk-oplandet svarer på et overordnet niveau til målinger i vandløbet. Endvidere er høstudbytterne modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser nogenlunde fornuftig ud, men der er en vis usikkerhed om størrelsen af puljeændringer af organisk stof i jorden og af jordens denitrifikation, som der kan arbejdes videre med.

Sammenfatning

Under det nationale overvågningsprogram NOVANA er der siden 1990 gennemført detaljeret overvågning i 5 små landbrugsoplande. Overvågningen i oplandene er tilrettelagt således, at det er muligt at opstille en dynamisk model for kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Formålet med modelopsætningen er at udvikle et redskab til beskrivelse af årsagssammenhænge for vand- og kvælstoftransport i oplandene samt at frembringe et datasæt til gennemførelse af scenarieberegninger for ændret landbrugspraksis, klimaændringer mm. Denne rapport beskriver og dokumenterer opsætning af rodzonemodellen Daisy i oplandet til Oddebæk i Himmerland.

Det topografiske opland til Oddebæk udgør 1.143 ha. Grundvandsoplandet skønnes at være ca. 300 ha mindre end det topografiske opland. Oplandet er landbrugsdomineret, hvor landbrug dækker 86 % af arealet, 5 % er dækket af skov, mindre end 1 % er dækket af anden natur og ca. 8 % veje og bebyggelse. Topjorden består overvejende af grovsand (71 %) og finsand (16 %). Oplandet er husdyrintensivt, hvor der i 2003 var en husdyrtæthed på 1,36 DE/ha.

Datagrundlag for oplandsmodelleringen

Overvågningen består af en årlig interviewundersøgelse vedrørende landbrugsdriften på alle marker i oplandet, herunder information om afgrøder, så-, høst-, pløjetidspunkter, gødningstilførsel og høstudbytter. Endvidere gennemføres der måling på jordvandet i ca. 1 m dybde ved 6 jordvandsstationer på landbrugsjord og på vandløbsvandet ved udløb af oplandet. Herudover foretages pejling af grundvandsstanden ved jordvandsstationerne. Forud for overvågningens start i 1990 blev der gennemført en jordprofilundersøgelse ved hver jordvandsstation samt ved enkelte øvrige punkter i oplandet.

Daisy modellen er en én-dimensionel model, der beskriver udvaskningen i et punkt. Til en modelkørsel skal der konstrueres tre inputfiler – en klimafil, en managerfil (fil med landbrugsdata) og en jordfil. Der er anvendt én klimafil til hele oplandsmodelleringen, denne er baseret på griddata fra DMI. Managerfilerne er udarbejdet for hver enkelt mark i oplandet på baggrund af informationer fra interviewundersøgelsen. Til dette formål er udviklet et program, som omsætter interviewdata fra en database med landbrugsdata for hele perioden 1990-2007 til Daisy-filer med den krævede struktur og syntaks. Jordfilen er dannet på baggrund af data fra en jordprofilundersøgelse.

Modelopsætning på jordvandsstationerne

Første trin i modelopsætningen for Oddebæk-oplandet er at sætte modellen op for jordvandsstationerne.

Der er opstillet en jordfil for hver jordvandsstation, og Daisy er kørt med den tilhørende managerfil. En jordfil indeholder dels en beskrivelse af horisonterne i det øvre jordlag, dels en beskrivelse af de nedre randbetingelser. DAISY-parametrene for jordhorisonterne er bestemt på baggrund af målinger af jordens tekstur og vandholdende evne fra jordprofilundersøgelsen og ved anvendelse af pedo-transferfunktionerne HYPRES og vanGenuchten. De målte volumenvægte i topjordene var ofte meget høje, hvorfor det har været nødvendigt at foretage tilpasninger. Der er ikke foretaget yderligere kalibrering af de hydrauliske jordparametre.

Jordvandsstationerne er karakteristiske ved at være sandjord med et forholdsvis højt indhold af humus, mellem 2,6 og 7 % i topjorden. For at kunne modellere et realistisk niveau for kvælstofkoncentrationerne i 1.0 meters dybde var det nødvendigt at allokere en del af det organiske stof i en inert pulje. Der er foreslået en metode, der på et overorden niveau fastsætter denne andel, som er relateret til jordens C/N forhold og indhold af humus.

Den modellerede kvælstofbalance ved jordvandsstationerne er analyseret ved sammenligning med målte N koncentrationer i jordvandet samt oplyste udbytter. Med hensyn til afgrødernes høstudbytter er der anvendt samme kalibrering for alle 5 overvågningsoplande, og denne er begrænset til vinterafgrøder og vårbyg. For vinterafgrøderne var det nødvendigt med en tilpasning, idet DAISY ikke kunne håndtere sene såtidspunkter.

Til modellering af ikke landbrugsarealer er der opstillet en Daisy jordsøjle dels for humusjorde og for vedvarende græs. Ved disse opsætninger antages, at jordens organiske puljer er i nogenlunde ligevægt. Dette opnås ved at sætte en del af det organiske materiale i en inert pulje i jordfilen; for skov og humusjord udgjorde denne andel 99 % og for vedvarende græs 40 %.

Oplandsmodelleringen

Næste trin i modelleringen er at gennemføre en beregning for hele oplandet. Hertil er anvendt et sæt af geografisk relaterede kort. Med hensyn til jorden er der taget udgangspunkt i, at hver jordvandsstation repræsenterer en specifik jordtype. På baggrund af jordtypekort fra DJF og jordartskort fra GEUS er jordvandsstationernes jordtype således bredt ud til hele oplandet.

De nedre randbetingelser for en stor del af oplandet er karakteriserede ved højtliggende grundvand (1-6 m under terræn). Denne randbetingelse er modelleret ved 'fiktiv dræning', dvs. der er indlagt et vandstandsende lag (en aquitard) under rodzonen, og vandet er ledt bort gennem dræn. Grundvandsstandens placering og dynamik er kalibreret på plads i forhold til målinger af grundvandsspejlet ved at justere på ledningsevnen i aquitarden, på drændybden og på drænafstanden.

For landbrugspraksis findes et markkort for hele oplandet for hvert år, i alt 18 års markkort. Disse kort er stemplet sammen, og hver ny polygon repræsenterer en unik markstump med en tilhørende unik managerfil.

Det nye markkort er yderligere stemplet sammen med jordkortet med jordvandsstationernes udbredelse. Der er indhentet et grundvandskort fra en tidligere modellering, kortet angiver dybden til grundvandsspejlets beliggenhed. Hver ny polygon repræsenteres herved af en unik managerfil, med en unik jordfil og et unikt grundvandsniveau.

Til slut er der lagt et 50 x 50 m² grid ned over oplandet. Daisy er kun modelleret for et gridpunkt i hver unik polygon, hvorefter der er gennemført en arealvægtning.

Vurdering af oplandsmodelleringen

Oplandsmodelleringen repræsenterer den samlede vand- og kvælstofbalance for oplandet. Resultatet heraf kan sammenlignes med målinger af vandløbstransporten, som ligeledes repræsenterer den integrerede transport ud af oplandet. Resultaterne viser, at døgndynamikken i vandafstrømningen fra rodzonen svarer til vandafstrømningen fra oplandet. De gennemsnitlige afstrømningsmængder fra rodzonen (348 mm) er 42 mm/år højere end vandløbsafstrømningen for grundvandsoplandet til Odderbæk. Fra modellering af vand og kvælstof i den mættede zone forventes, at 40-130 mm af grundvandet strømmer ud af oplandet til Lerkenfelt Å (Hansen og Rasmussen, 2006). Vandafstrømningen fra Lerkenfelt Å udgør 342 mm/år for samme periode, hvilket er 6 mm mindre end den modelberegnete perkolation fra oplandet til Odderbæk. Der er en vis usikkerhed på, hvor godt gridnedbøren repræsenterer nedbørsgradienter inden for oplandet samt om nedbørskorrekionerne er overestimeret, fx i år uden snedebør. Taget disse usikkerheder i betragtning, vurderes den beregnede perkolation fra rodzonen at være på et nogenlunde realistisk niveau.

Den modellerede kvælstofbalance for den umættede zone for det topografiske opland til Odderbæk viser, at der i gennemsnit for beregningsperioden er tilført 233 kg N/ha pr. år, 65 kg N/ha med handelsgødning og 143 kg N/ha med husdyrgødning. Den årlige N-deposition udgør gennemsnitlig 16 kg N/ha og N-fixeringen 6 kg N/ha. Der modelleres en N-høst på 128 kg N/ha, en udvaskning på 80 kg N/ha og en denitrifikation på 16 kg N/ha pr år. Endvidere er der modelleret en lille årlig nedgang i de organiske puljer på 3 kg N/ha. Taget mængden af tilført husdyrgødning i betragtning, ville man nok forvente en lidt større stigning i de organiske puljer og evt. og en lidt større denitrifikation på grund af det høje grundvandsstand. For oplandet modelleres en signifikant nedgang i N-udvaskningen fra rodzonen på 5 kg N/ha/år ($p=0.002$).

År-til-år-dynamikken i kvælstofudvaskningen fra rodzonen svarer godt til den årlige dynamik i vandløbets N-transport, dog ikke niveauet for de tørre år. Den målte N-transport til vandløbet udgør ca. 19 % af rodzoneudvaskningen, hvilket skyldes, at der sker en omsætning af kvælstoffet i grundvandet, inden det når ud til vandløbet.

De modellerede høstudbytter for landbrugsarealet svarer til de oplyste udbytter, henholdsvis 144 og 146 kg N/ha.

Den modellerede kvælstofbalancen for rodzonen i Oddebæk er overordnet på et realistisk niveau, men der er behov for en nærmere analyse af omsætning af de organiske puljer, denitrifikation samt af opskaleringen af jordopsætninger.

1 Indledning

I landovervågningsprogrammet under NOVANA er der gennemført oplandsmodellering af vand og kvælstof for 5 oplande i perioden 2004-2010. Oddebækoplandet i Nordjyllands Amt er et af disse oplande.

Oplandsmodelleringen i umættet zone er gennemført med rodzonemodellen Daisy og i den mættede zone med MIKE-SHE-modellen. De to modeller køres ukoblet, hvilket betyder, at de to modeller ikke køres samtidig, men hver for sig, således at output med vand og kvælstof fra Daisy fungerer som input til MIKE-SHE-modellen. Udgangspunkt for modelleringen i den umættede zone er opsætningen af Daisy på 6 jordvandsstationer i Oddebækoplandet. Dette arbejde omfatter opsætning og kalibrering af modellens simulerede nitratkoncentration til målt nitratkoncentration i 100 cm under terræn samt kalibrering af Daisy-simulerede udbytter til de udbytter, som landmændene har oplyst for de enkelte marker. Dette arbejde er udført af Watertech (Ladekarl & Søgaard, 2005). DMU har gennemarbejdet Watertech's opsætninger på jordvandsstationerne således, at opsætningerne blev ensartede med opsætningerne for de øvrige jordvandsstationer, der er placeret i de resterende 4 landovervågningsoplande.

Oplandsmodelleringen omfatter en udbredelse af jordopsætningerne på jordvandsstationerne til forskellige kombinationer af jordtyper i topjorden og underjorden i hele oplandet. Opsætning af grundvandsklasser er foretaget i henhold til modellering for den mættede zone af grundvandspejlets beliggenhed (Hansen et al., 2005). Endvidere blev årlige data for landbrugspraksis for alle marker i oplandet opsat som inputfiler til Daisy, således at modellen blev kørt for hver enkelt mark i oplandet.

Nærværende rapport dokumenterer opsætningerne af Daisy på de 6 jordvandsstationer i oplandet til Oddebæk og beskriver metode og resultater af oplandsmodelleringen for den umættede zone.

2 Baggrund

2.1 Landovervågningsprogrammet (LOOP)

Landovervågningen blev etableret i 1989/90 som en del af det daværende Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. Formålet med landovervågningen var at eftervise effekten af tiltag i landbruget på næringsstofafstrømningen fra landbrug. Landovervågningen har således igennem hele perioden fra 1990 og frem til i dag været en vigtig datakilde i forbindelse med evaluering af de danske vandmiljøplaner. I 1991 blev Nitratdirektivet endvidere vedtaget, og i dag er Landovervågningsprogrammet en forudsætning for Danmarks undtagelse fra Nitratdirektivet mht. husdyrtæthed på kvægbrug.

Landovervågningsprogrammet har fra starten været udformet med henblik på at kunne modellere kvælstofudvaskning fra rodzonen i oplandene samt at opstille modeller / sammenhænge for hele vand- og stofkredsløbet i oplandene. Hidtil har der været anvendt empiriske sammenhænge og modeller hertil, og disse har vist sig velegnede til at eftervise effekten af gældende landbrugspraksis i forhold til nationale tiltag.

2.2 Krav til modelarbejde under Vandrammedirektivet

I Vandrammedirektivet stilles der krav til den økologiske kvalitet af specifikke vandområder. Hvis disse krav skal opfyldes skal kvælstof- og fosfor-afstrømningen fra dyrkede arealer nedsættes yderligere. For at en indsats med virkemidler kan ske målrettet på de arealer, der giver den største nedgang i kvælstofbelastningen til vandområder, er det nødvendigt med en mere detaljeret modellering af kvælstofudvaskningen. Allerede under NPo-forskningsprogrammet i 1984-87 blev der arbejdet på at udvikle sådanne modelsystemer: Daisy modellen blev udviklet til at modellere kvælstofudvaskning fra rodzonen (Hansen et al., 1990), og det blev demonstreret, hvorledes hele vand- og stof kredsløbet kunne modelleres vha. af MIKE-SHE i oplande (Storm et al., 1990; Stycken & Storm, 1993). Aktiviteterne i Landovervågningen blev udformet med henblik på at fortsætte arbejdet med oplandsmodellering. Det har imidlertid vist sig langt mere kompliceret end antaget i slutningen af 1980'erne. Men grunden blev lagt, og DMU, GEUS og Miljøcentrene har i fællesskab under NOVANA-programmet taget udfordringen op.

Arbejdet falder i to dele:

- Opsætning af Daisy-modellen på jordvandsstationerne samt for øvrige arealer, såsom skov, moser, anden natur og bebyggelse. Opsætningerne anvendes til modellering af vand- og kvælstoftransport fra rodzonen (umættet zone) i hele oplandet
- Opsætning af en grundvandsmodel for oplandet, hvor vand- og kvælstoftransporten ud af rodzonen fungerer som input til grundvandsmodellen (mættet zone)

De opstillede oplandsmodelsystemer i LOOP kan anvendes til scenarie-analyser, herunder:

- effekt af ændret landbrugspraksis på kvælstoftransporten til grundvand og vandløb
- tidsforsinkelser før ændring i landbrugspraksis slår igennem i vandmiljøet
- reduktionsforhold i vandkredsløbet under forskellige oplandsforhold
- effekt af ændret klima.

2.3 Denne rapport

Denne rapport beskriver arbejdet med oplandsmodellering i den umættede zone. Det specifikke mål med dette modelarbejde er :

- at dokumentere vandbalancen og kvælstofudvaskningen fra rodzonen samt udviklingen heri
- at få afgrænset det hydrologiske grundvandsopland
- at frembringe et datasæt til scenarieanalyser af kvælstofudvaskningen fra rodzonen
- at frembringe et datasæt for vand og kvælstof, der fungerer som input til modellering i mættet zone.
- at opgøre trend i N-udvaskning og N-transport i vandløbet.

3 Indgangsvinkel til modelleringsopgaven

3.1 Koordinering af opgaven

Opsætningen af Daisy på jordvandsstationerne er foregået som et samarbejde mellem DMU, Miljøcentrene og Det Biovidenskabelige Fakultet, Københavns Universitet (LIFE). DMU har koordineret opgaven og udarbejdet skriftlige vejledninger for opsætningen af Daisy med henblik på, at opsætningerne på alle jordvandsstationer blev nogenlunde ensartede. Undervejs i forløbet er der afholdt 3 workshops, hvor professor Søren Hansen fra LIFE har undervist og vejledt omkring opsætningerne af Daisy.

Arbejdet startede op i 2005, og opsætning af Daisy på jordvandsstationerne er sket på baggrund af data fra 1990-2003. Den efterfølgende anvendelse af Daisy-opsætningerne på hele oplandet er gennemført for perioden 1990-2007.

3.2 Henvisning til Daisy Standardiseringsprojektet

Rodzonemodellen Daisy er født som en forskningsmodel (Hansen et al., 1990). Det betyder, at der er en lang række af parametre, der skal angives. I 2004 blev resultatet af et Daisy Standardiseringsprojekt publiceret (Styczen, et al, 2004). Heri er angivet en række anbefalinger til parametervalg og standardopsætninger, hvorfor den også kaldes DAISY-STÅBI. I vores modellering er der anvendt flere anbefalinger fra Daisy-ståbien og også anvendt opsætninger af jordhorisonter herfra, hvis det ikke var muligt at anvende målte værdier.

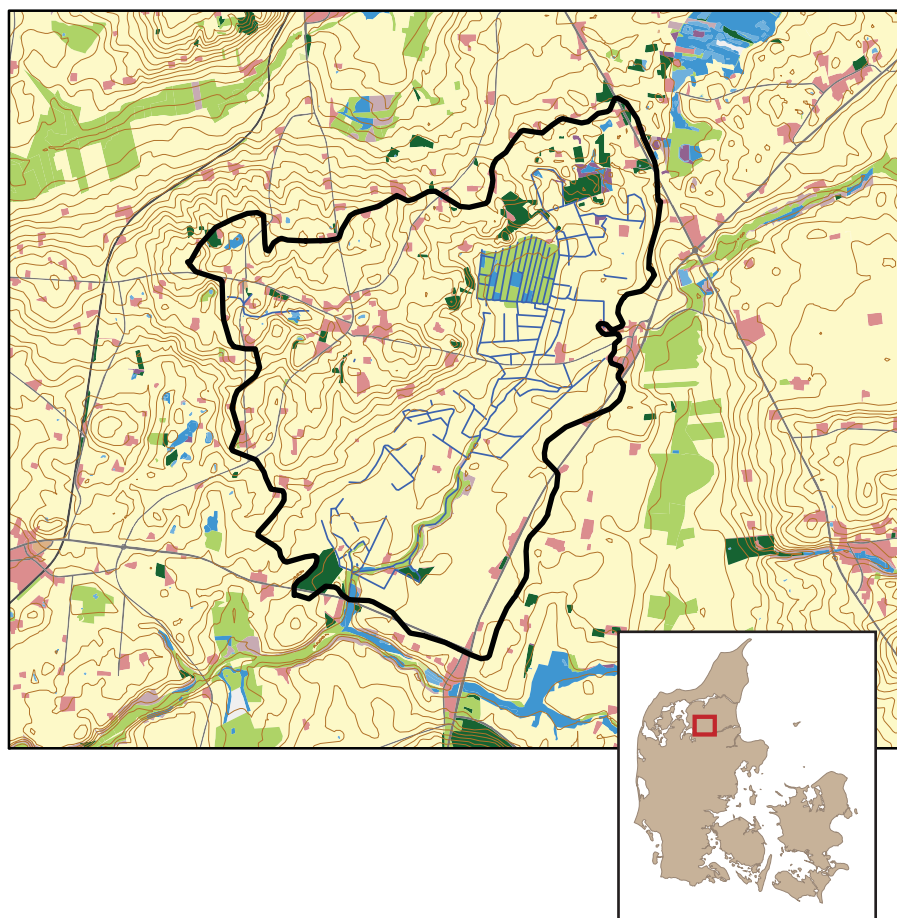
4 Landovervågningsoplandet Odderbæk

I dette afsnit gives en introduktion til oplandet, mens der i kapitel 8 gives en mere udførlig beskrivelse af det kortmateriale, der ligger til grund for oplandsmodelleringen.

4.1 Oplandets beliggenhed, topografi og jordtype

Odderbæks topografiske opland udgør 1.143 ha. Oplandet ligger i Himmerland, som udgør den sydvestlige del af det tidligere Nordjyllands Amt (figur 4.1). Den nordlige og vestlige del af oplandet er karakteriseret ved et småbakket terræn, mens den sydlige og østlige del er et fladt hedeslette-landskab. Jordlagene består af vekslende ler og sandlag til stor dybde; i den øverste meter findes overvejende sand. Den dominerende jordtype er klassificeret som grovsandet jord (72 %) efterfulgt af finsand (17 %) (Jensen og Madsen, 1990). I den nordøstlige del af oplandet er et område på 0,5 km², hvor jorden har et højt humusindhold. Oplandet gennemstrømmes af Odderbæk fra det nordøstlige hjørne til det sydvestlige hjørne. Langs vandløbet findes desuden områder, hvor jorden indeholder meget humus. Knap 10 % af oplandet er drænet.

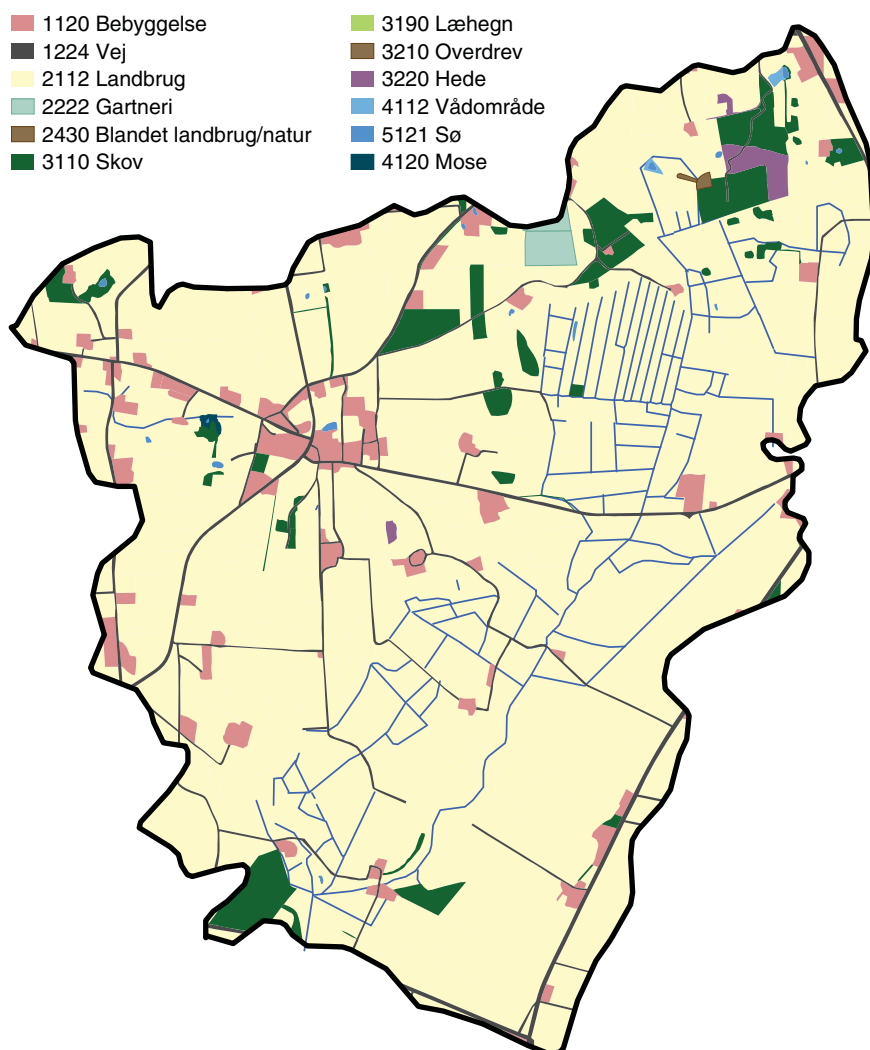
Figur 4.1. Kort over oplandet til Odderbæk med højdekurver.



4.2 Arealanvendelse

Landbrugsarealet i oplandet til Odderbæk udgør de marker, der indgår i interviewundersøgelsen i Landovervågningen. For de øvrige arealtyper er arealanvendelsen baseret på AIS-kortlægningen (figur 4.2) (Nielsen et al., 2000). Herved udgør landbrug 86 % af arealet i oplandet til Odderbæk. Bebyggelse og skove samt læhegn udgør hver ca. 5 % og veje 3,5 % af oplandets areal (tabel 4.1).

Figur 4.2. Arealanvendelse i oplandet til Odderbæk.



Tabel 4.1 Arealanvendelsen i oplandet til Odderbæk.

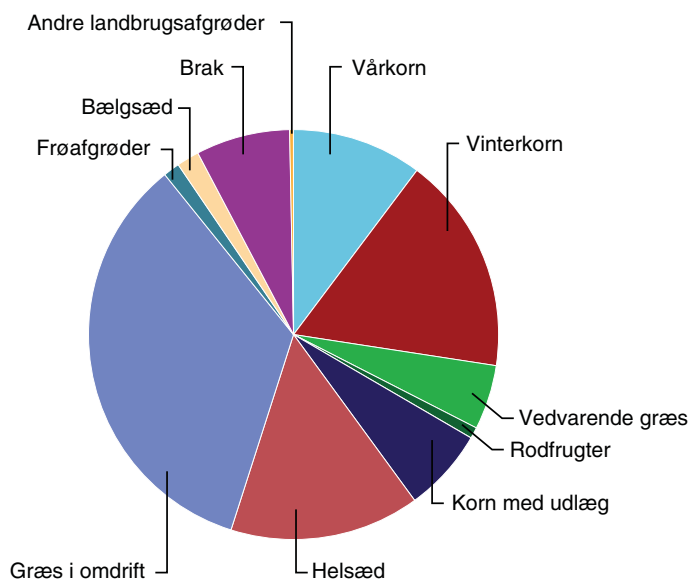
Kode	Beskrivelse	Areal (ha)	Areal (%)
1123	Bebyggelse i åbent land	50,9	4,5
1224	Vej > 3-6 m	39,7	3,5
2112	Landbrug	986,8	86,3
2222	Gartneri	4,9	0,4
2430	Blandet landbrug/natur	0,6	0,1
3110	Løvskov	46,0	4,0
3190	Læhegn	6,5	0,6
3220	Hede	5,3	0,5
4112	Vådområde	0,6	0,1
4120	Mose	0,4	0,0
5120	Sø	1,4	0,1
I alt		1143,2	100,0

4.3 Landbrugspraksis

Oplandet har en høj husdyrtæthed, som udgjorde 1,36 DE/ha i 2003. Landbruget er karakteriseret ved at være et område med udpræget malkekvæg, og kvæg tegnede sig for 89 % af dyreenhederne.

I 2003 udgjorde knap halvdelen af afgrøderne grovfoder (græs i omdrift, majs og helsæd), vår- og vinterkorn dækkede 27 % af landbrugsarealet, frø-afgrøder, korn med udlæg og vedvarende græs dækkede henholdsvis 6, 6 og 4 %, mens andre afgrøder og brak udgjorde 4 og 9 % af landbrugsarealet (figur 4.3).

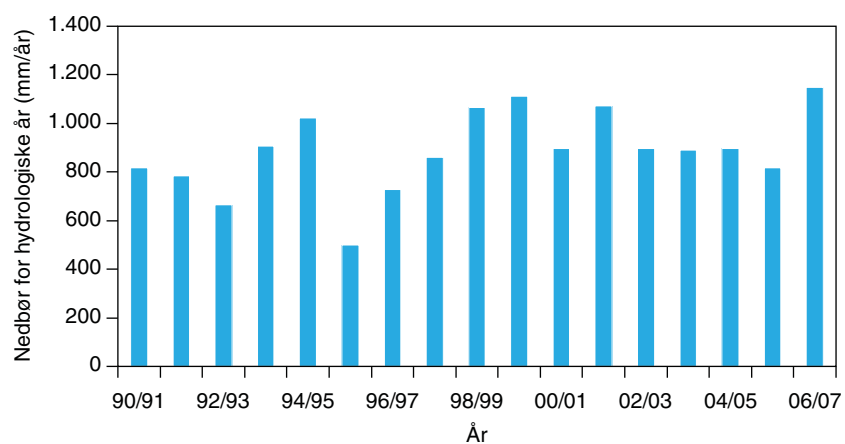
Figur 4.3. Afgrødefordelingen i Odderbækoplandet 2003.



4.4 Nedbørsforhold

I overvågningsperioden (1990/91-2006/07) har den gennemsnitlige nedbør for hydrologiske år (1. juni – 31. maj) ligget på 887 mm (korrigeret til jordoverfladen). Der har dog været store årlige variationer som vist i figur 4.4.

Figur 4.4. Årlig nedbør
(1990/91-2006/7) fra 10 km²
klima grid i oplandet til Odderbæk
Bæk. Nedbøren er korrigeret til
jordoverflade og opgjort for hy-
drologisk år.



5 Data fra Landovervågningsprogrammet

Som tidligere nævnt blev Landovervågningsprogrammet etableret i 1990, og der foreligger i dag en måleserie på 18 år. Overvågningen består af en årlig interviewundersøgelse af landbrugspraksis samt målinger i samtlige dele af vandkredsløbet. Hvert år måles næringsstofkoncentrationer i jordvandet og i det øvre grundvand ved 6 jordvandsstationer (ST) samt næringsstoftransport i et dræn (DR) og i vandløbet (VL). Målinger i vandløbet integrerer det samlede afstrømningsbidrag fra oplandet til overfladevand. Desuden er jordens egenskaber på jordvandsstationerne undersøgt ved jordprofilundersøgelse i 1990 (Jensen og Madsen, 1990).

Resultater fra overvågningen rapporteres årligt som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale Program for Overvågning af VAndmiljøet og NATuren (NOVANA) (Grant et al., 2007).

5.1 Landbrugsdata

Interviewundersøgelsen omfatter indsamling af oplysninger fra landmændene om afgrøder, tidspunkter for såning, høst og pløjning, tidspunkt og mængder af gødningstildeling samt høstudbytter af hovedafgrøder, efterafgrøder og halm. Data er indberettet af amtet/miljøcentret via IMARK indberetningsproceduren for perioden 1990-1998 og via et tilrettet Bedriftsløsningsprogram siden 1998. Data er lagret i AGRI databasen, som administreres af DMU.

Landmændene giver som nævnt oplysning om høstudbytter, og det beregnes, hvor meget kvælstof der fjernes fra markerne i henhold til normal for næringsstofindhold i afgrøderne (Landsudvalget for Kvæg, 1993, 1995, 2000; Grant 2002).

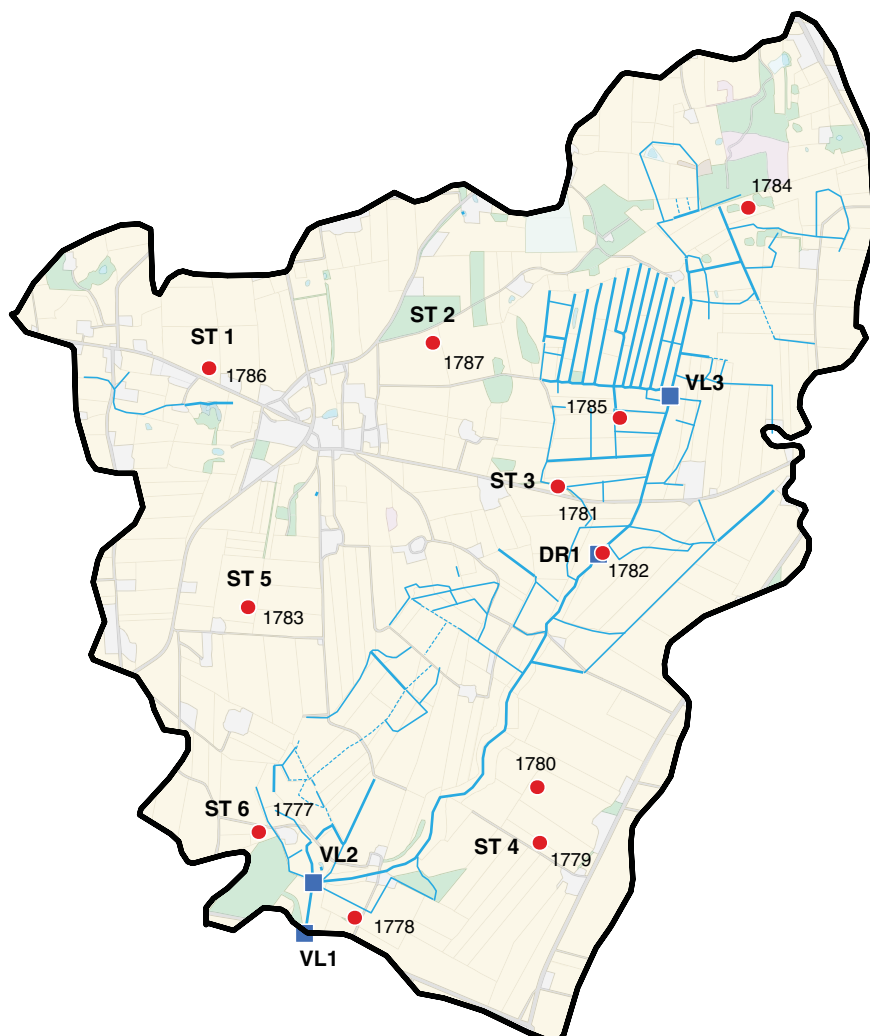
I forbindelse med den årlige interviewundersøgelse udarbejder Miljøcentre et digitalt, GIS-baseret oplandskort (markkort) med oplysninger om de enkelte markers placering. Kortene opdateres i forhold til ændringer af markskel, sammenlægninger og/eller opdelinger af marker. Endvidere fyldes kortene helt ud med oplysning om øvrig arealanvendelse baseret på miljøcentrenes indberetning. Arealanvendelse beskrives med AIS-koder fra AIS-kortlægningen (Nielsen et al, 2000). Til markkortene hører attributtabeller med oplysninger om de enkelte arealenheders (polygoners) ejendomsnummer, marknummer, arealtype (arealanvendelse) og areal. I AGRI-databasen er data identificeret ved tilsvarende ejendomsnr. og marknr., således at der kan skabes et link mellem kort og data. Oplandskortene danner basis for oplandsmodelleringen.

5.2 Profilanalyser

I forbindelse med etablering af overvågningsprogrammet i 1989/90 blev der foretaget en profiludgravning ved jordvandsstationerne samt ved enkelte øvrige lokaliteter i oplandet (figur 5.1). Der blev gennemført en beskrivelse af jordhorisonterne samt udtaget jordprøver til bestemmelse

af horisonternes tekstur (partikelstørrelsesfordeling), humusindhold og C/N forhold. Endvidere blev der for hver horisont udtaget ringprøver af jorden i naturlig lejring til bestemmelse af jordens volumenvægt og vandbevarende egenskaber (retentionskurver – dvs. vandindhold ved pF værdier 1, 1,5, 2, 3 og 4,2). Profilmålingerne udgør baggrundsdata for opsætning af jordsøjlerne til Daisy modelleringen.

Figur 5.1. Kort over oplandet til Oddebæk med placering af jordvandsstationernes placering (ST1-ST6), nummeret refererer til jordprofiler samt placering af dræn- og vandløbsstationer (DR og VL).

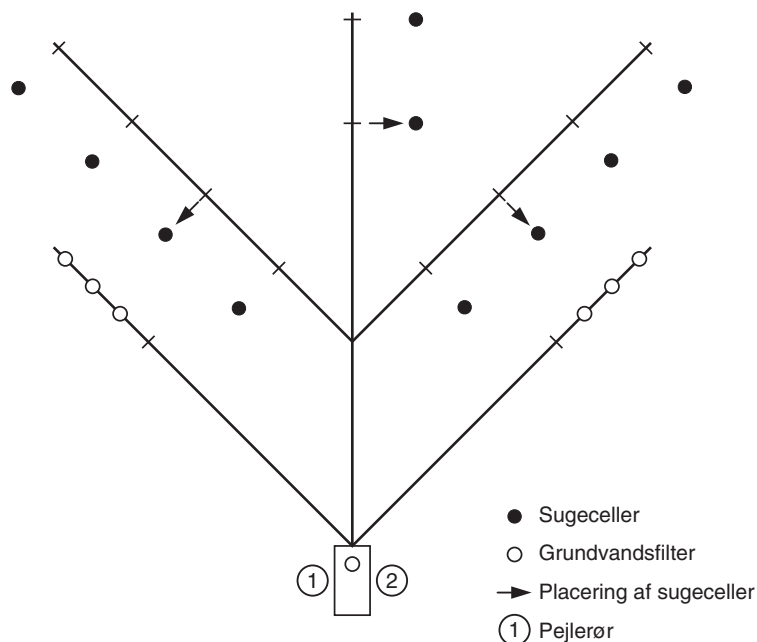


5.3 Jordvandsmålinger

I overvågningsprogrammet foretages kemisk analyse af jordvandsprøver med det formål at beregne udvaskning af kvælstof og fosfor fra rodzonen (Miljøstyrelsen, 1989).

Der er i 1989 etableret 6 jordvandsstationer i oplandet (figur 5.1). Hver jordvandstation er etableret med 10 tensiometerceller (sugeceller) placeret under rodzonen i ca. 100 cm dybde. Cellerne er fordelt i strenge i et V-formet mønster indenfor et areal på ca. 100 m² (DMU, 2005) (figur 5.2).

Figur 5.2. Jordvandsstationers V-formede mønster, der viser placeringen af 10 sugeceller inden for et areal på ca. 100 m².



Der udtages prøver ugentlig i afstrømningsperioden (september-juni), og i sommerperioden udtages prøverne månedlig, såfremt der er vand i sugecellerne. Prøverne udtages fra hver sugecelle og puljes til en samlet prøve for hver jordvandsstation. To til fire gange om året foretages der analyse af jordvandet på hver enkelt sugecelle, som anvendes til beregning af usikkerheden på den puljede prøve. Prøverne analyseres for næringsstofindhold (pH, nitrat, ammonium, total N, ortho P og total opløst P). Vandafstrømningen (perkolationen) fra rodzonen modelberegnes på døgnniveau. Kvælstofudvaskningen beregnes på baggrund af en afstrømningsvægtet interpolation af N-koncentrationerne og den modellerede perkolation. Den målte N-koncentration i jordvandet anvendes til kalibrering af Daisy-opsætningen på jordvandsstationerne.

5.4 Vandløbsmålinger

I vandløbene foretages målinger af vandstand og afstrømning med det formål at kunne beregne vandafstrømning fra oplandet. Desuden udtages der vandprøver, der analyseres for kvælstof og fosfor. Sammen med vandafstrømningen beregnes transporten af kvælstof og fosfor, der strømmer fra oplandet.

Der er etableret én hovedvandløbsstation, som repræsenterer den totale næringsstoftransport fra oplandet. Desuden er der en vandløbsstation, der repræsenterer afstrømningen fra en sidegren til Odderbæk (figur 5.1). Vandafstrømningen måles kontinuerligt. Der udtages punktprøver fra vandløbsstationen hver 14. dag samt puljede intensivprøver hver uge. Prøverne analyseres for næringsstofindhold (nitrat-/nitrit, ammonium, total N, ortho-P, total P). Vandføringer og kvælstoftransport pr. døgn beregnes af amt/miljøcenter.

5.5 Klimadata

Det er i NOVANA aftalt, at der i hele overvågningsprogrammet skal anvendes klimadata fra DMI's gridnet. Døgnnedbør er et gennemsnit fra 10*10 km² grid 10.215 og 10.216, og temperatur og global indstråling er fra 20*20 km² grid 20.053. I klimafilen til Daisy er input beskrevet således, at Daisy foretager korrektion af nedbøren for vind og opfugtningstab med lækategori B ifølge håndtal for DMI's anbefalinger (Allerup et al., 1998).

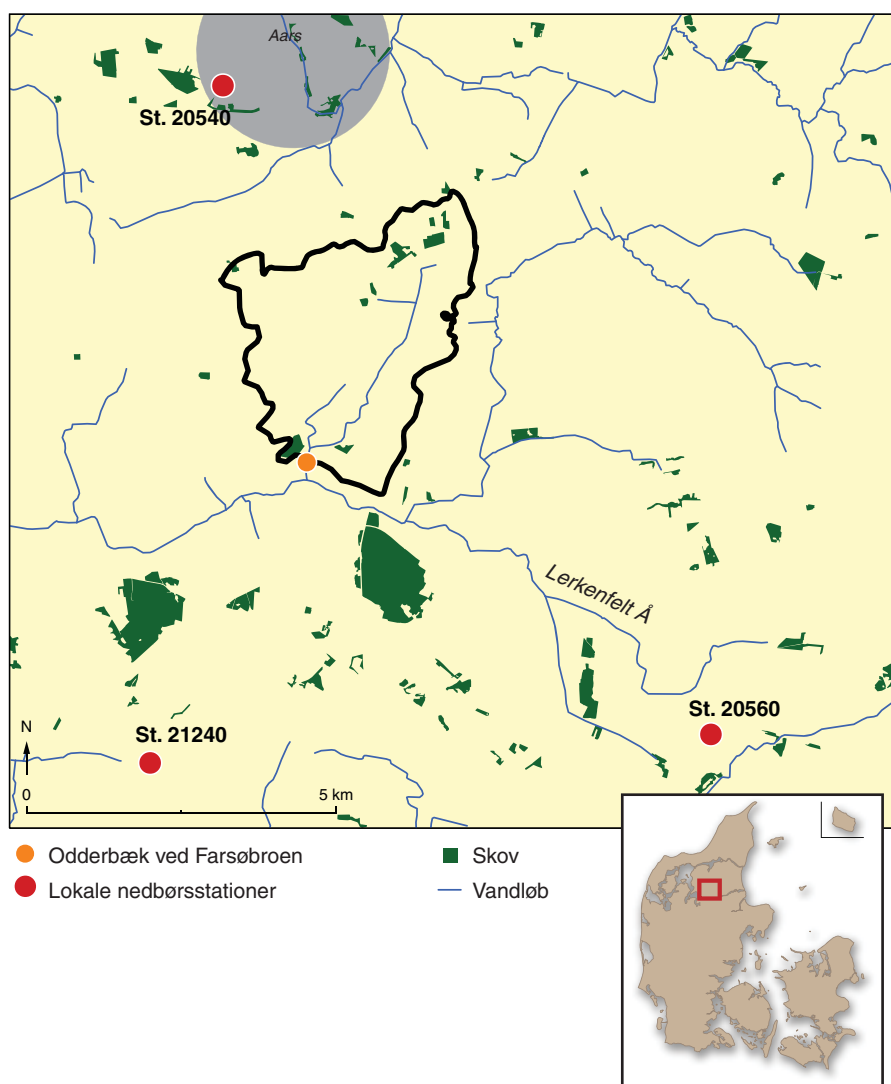
På lokal skala kan nedbøren variere inden for korte afstande, blandt andet på grund af topografien eller andre læforhold. Gridnedbøren er derfor sammenlignet med nedbørsmængder fra lokale nedbørsstationer, der ligger i en radius af 25 km fra oplandet (figur 5.3). Mængden af nedbør varierer fra gennemsnitlig 920 mm/år for den nordlige nedbørsstation ved Års til 812 mm/år for den sydvestlige nedbørsstationnr. 21240 (tabel 5.1). Den gennemsnitlige gridnedbør på 875 mm/år ligger imellem disse to yderpunkter, hvorfor der kan være nedbørsgradienter i oplandet, som ikke er taget i betragtning i nærværende oplandsmodellering.

Der har tidligere været en lokal nedbørsstation i Odderbækoplandet, hvor nedbørsmængderne var noget lavere, en faktor 0,926 lavere end gridnedbøren (Styczen et al., 2004). Denne station blev nedlagt i 1994, hvorved der kun er en begrænset datamængde tilgængeligt for modelleringsperioden 1990-2007.

Tabel 5.1. Gennemsnitlige nedbørsmængder fra gridnedbør og 3 lokale nedbørsstationer, der er placeret inden for en afstand af 25 km² fra oplandet til Odderbæk.

Nedbørsstation	Gennemsnitlig nedbør for perioden 1990-2003 (mm/år)
Grid, gennemsnit af 10.215 og 10.216	875
DMI nr. 20.540	920
DMI nr. 21.240	812
DMI nr. 20.560	866

Figur 5.3. Placering af lokale nedbørsstationer inden for 25 km fra oplandet til Odderbæk.



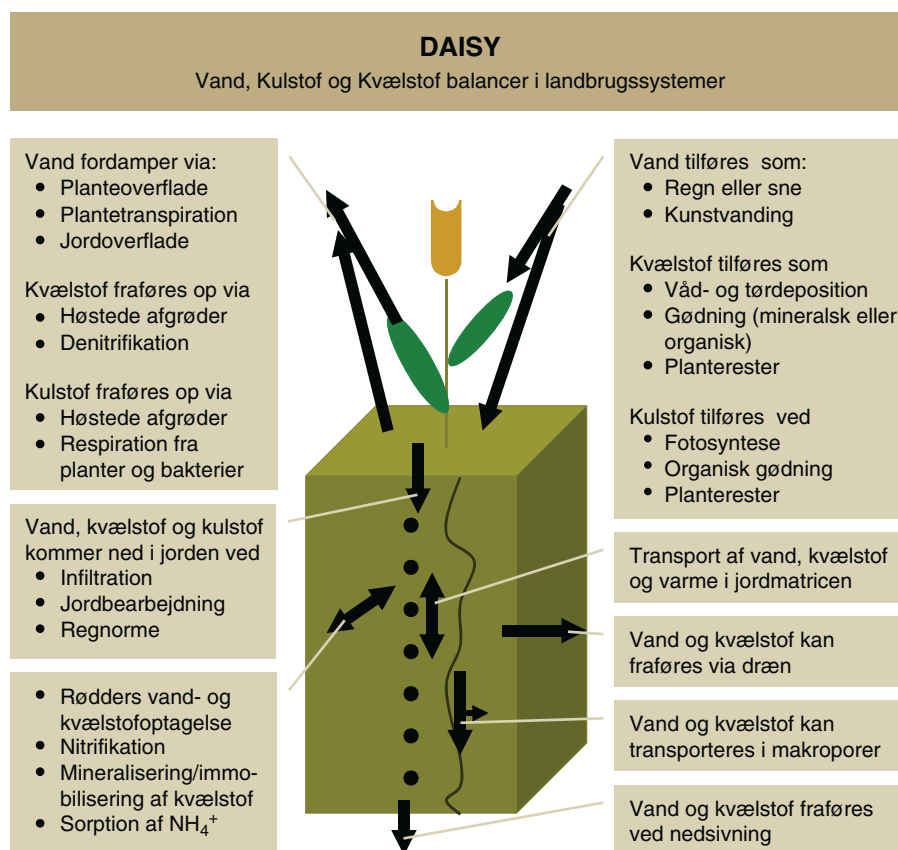
6 Modelleringsværktøj

6.1 Daisy-modellen

Rodzonemodellen Daisy er en endimensionel dynamisk procesorienteret model (Hansen et al., 1991; Abrahmsen & Hansen, 2001). Modellen drives af vejrdata, og den kræver parametre for henholdsvis jord og vegetation, samt data om dyrkningspraksis, herunder sædskifte, gødskning, vanding og jordbehandling (Styczen et al., 2004).

Modellen beskriver transport af vand samt transport og omsætning af kvælstof og kulstof i atmosfære, plante og jord-systemet for den umættede zone (figur 1). Dokumentation af Daisy model og versioner findes på <http://www.dina/~daisy>. Daisy-modellen er under konstant udvikling hvorved der løbende udvikles nye versioner. Der er til oplandsmodelleringen anvendt version 3.68.

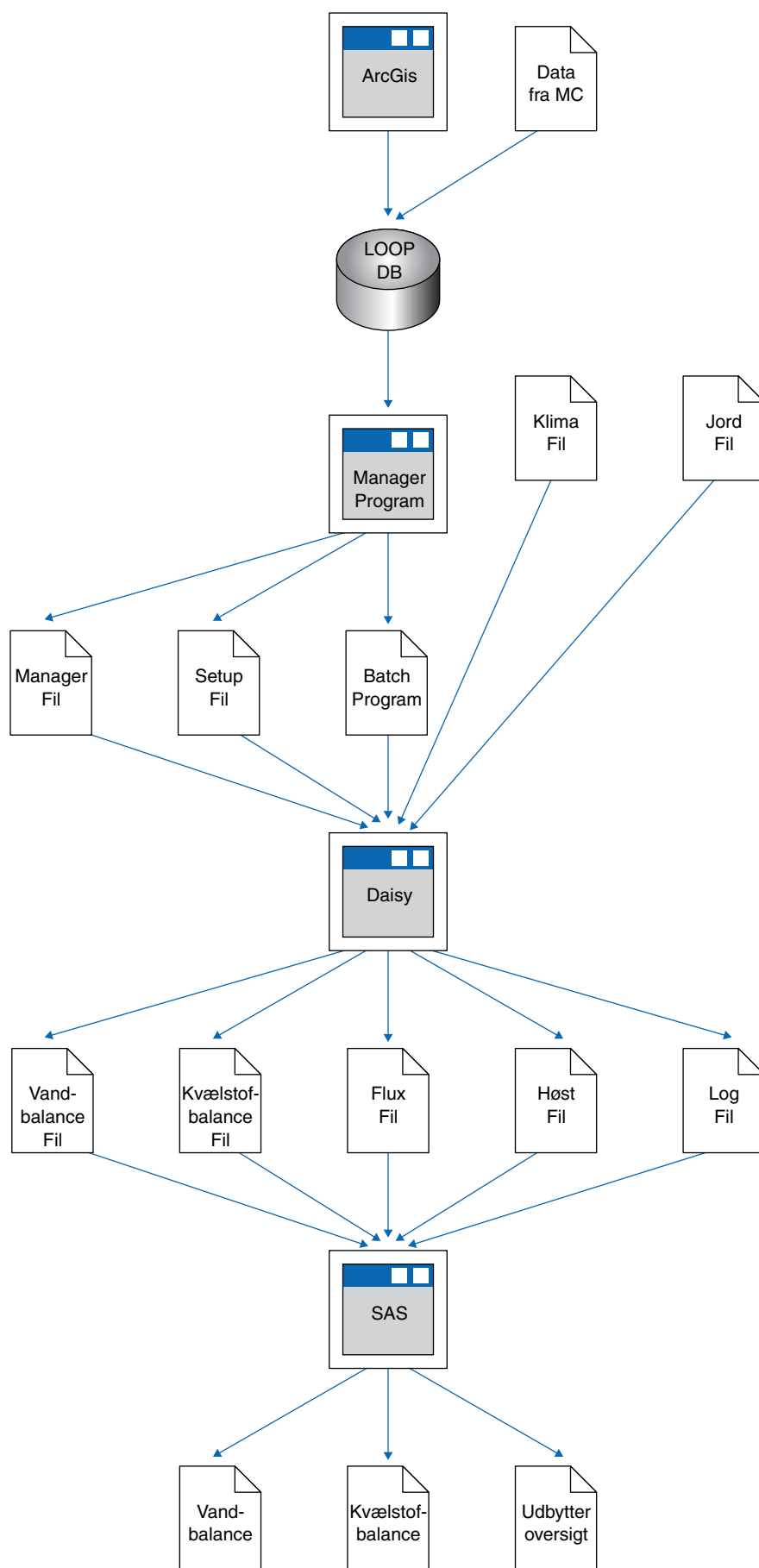
Figur 6.1. Diagram over Daisy model.



6.2 Daisy Input

At Daisy er endimensionel betyder, at Daisy ikke som udgangspunkt kan simulere balancer for arealer. Daisy kan kun simulere punkter eller søjler, som det ofte kaldes. Betegnelsen en Daisy-søjle dækker over alle de elementer, der indgår i en Daisy-simulering. Det vil sige landbrugspraksis, jordbundsforhold og klima i et punkt. Til hver kørsel af en DAISY-søjle laves en setupfil, som henter nødvendige data via nogle inputfiler (figur 6.2). De vigtigste inputfiler er managerfil, jordfil og klimafil, som beskrives i de følgende afsnit. Foruden de nævnte inputfiler, skal der i setup-filen ligeledes være reference til en mængde biblioteksfiler. Biblioteksfilerne indeholder definitioner på fx jordbearbejdning, forskellige gødningstyper og output filer.

Figur 6.2. Diagram der viser DAISY modelleringen og bearbejdning af resultater.



6.3 Managerfil

En managerfil er en inputfil til Daisy, som definerer landbrugspraksis for den pågældende Daisy-søjle. Managerfilen indeholder oplysninger om alle forhold, der vedrører landbrugspraksis, fx afgrøder, type og mængde af gødning samt tidspunkter for alle markoperationer i hele den periode, der skal modelleres. Data til managerfilen hentes fra Databasen AGRI, der indeholder data fra interviewundersøgelsen foretaget i oplandet (se kapitel 5.1).

6.3.1 Managerprogram

DMU har udviklet et program, som automatisk trækker data ud fra databasen og lægger data over i en managerfil med den struktur, nomenklatur og syntax, som kræves i Daisy.

Programmet tjekker, om der er afgrøder hvert år. Hvis der mangler et enkelt år, indsættes en vårbyg med standardhændelser, herefter betegnet "Standard vårbyg". Hvis der mangler mere end 3 års data, medtages denne Daisysøjle ikke.

Udvikling af programmet til automatisk opsætning af managerfiler har budt på en del problemstillinger, idet data fra LOOP databasen ikke umiddelbart har kunnet lægges ind i DAISY-strukturen. Dette skyldes, at målsætning og krav i interviewundersøgelsen og i DAISY er forskellige (tabel 6.1).

Tabel 6.1. Gennemgang af hvordan data fra interviewundersøgelsen anvendes i de årlige rapporteringer i NOVANA og i Daisy-modelleringer.

LOOP interviewdata i rapportering	LOOP interviewdata i DAISY
Data fra interviewundersøgelsen anvendes til opgørelse af landbrugspraksis i det enkelte år for bedrifterne i oplandet. Der ønskes oplysning om så mange marker i oplandet som muligt for at få det bedste datamateriale til opgørelse af udviklingen i landbrugspraksis for oplandet. Der har været mindre fokus på historikken for de enkelte marker igennem perioden.	Daisy arbejder på én mark igennem et helt sædskifte. Konsistens i data for den enkelte mark igennem sædskiftet er helt afgørende for at DAISY kan køre og beregne en korrekt afgrødevækst og dermed udvaskning. Den til tider mangelfulde historik i interviewdata byder på særlige problemstillinger.
Nomenklatur for afgrøder og gødninger er defineret i indberetningsprogrammet BL3', og følger den nomenklatur, som anvendes i landbrugets Bedriftsløsningsprogram	Nomenklatur for afgrøder og gødninger skal omdannes til DAISY nomenklaturen. Daisy har kun et begrænset antal afgrøder og gødninger, derfor må der foretages en række antagelser.
Fokus i interviewundersøgelsen er anvendelse af gødninger. Der er lagt mindre vægt på tidspunkter for såning, høst og pløjning.	Tidspunkter for såning, høst og pløjning i DAISY er afgørende for en korrekt modellering, dels i forhold til at tidspunkterne ikke konflikter, dels i forhold til den modellerede udvikling af afgrøderne. Tjek af kronologi og tilpasning af data er nødvendig.

I managerprogrammet er der foretaget en række valg mht. parametre der indgår i managerfilen. Disse valg gennemgås i afsnit 6.3.2 til 6.3.7.

Nedenfor er vist et eksempel på et udsnit af en managerfil.

Eksempel fra en managerfil

```
-----  
(wait (at 200149 20 0)) (plowing)  
(wait (at 2005 9 21 2)) (sow "Vinterhvede sen" )  
(wait (at 2005 4 17 1)) (fertilize ( mineral ( weight 108.24)  
                                (NH4_fraction 0.5))) ;NS 25- 5 (amm.nitrat)  
(wait (at 2005 5 7 1)) (fertilize ( slurry (weight 20.87) ;slagtesvin_gylle  
                                (dry_matter_fraction 0.054)  
                                (total_N_fraction 0.09)  
                                (total_C_fraction 0.4)  
                                (NH4_fraction 0.75)  
                                (volatilization 0.2) )  
(from 0) (to -1) );Korrektionsfaktor 1  
(wait (at 2005 8 20 0)) (harvest "Vinterhvede sen"  
                                (sorg 0.99)(leaf 0.7 ) (stem 0.7)(stub 10.0 [cm]))  
(wait (at 2006 4 10 5)) (plowing)  
(wait (at 2006 4 12 5)) (sow "Vaarbyg Helsaed" )  
(wait (at 2006 4 12 7)) (sow "Kloevergraes" )  
(wait (at 2006 4 21 1)) (fertilize ( mineral ( weight 140)  
                                (NH4_fraction 0.5))) ;NS 24- 6  
(wait (at 2006 7 3 1)) (irrigate_overhead 30)  
(wait (at 2006 7 19 1)) (irrigate_overhead 30)  
(wait (at 2006 7 26 1)) (harvest "Vaarbyg Helsaed"  
                                (sorg 0.9)(leaf 0.9 ) (stem 0.9)(stub 5.0 [cm]))  
(wait (at 2006 7 26 3)) (harvest "Kloevergraes"  
                                (sorg 0.9)(leaf 0.9 ) (stem 0.9)(stub 5.0 [cm]))
```

6.3.2 Opvarmningsperiode

Det anbefales, at der inden den egentlige simuleringsperiode køres en 10 års opvarmningsperiode med et sædskifte svarende til det i simuleringsperioden. (Styczen et al. 2004). Opvarmningsperioden skal sikre, at omsætningen af organisk stof, vand, ammonium- og nitratindehold har indstillet sig på den aktuelle dyrkningspraksis fra starten af simuleringsperioden. I oplandsmodelleringen er opvarmningsperioden defineret ved at anvende sædskiftet fra 1990 til 1994 og køre det to gange forud for modelleringsperioden. Det vil sige, at simuleringen starter i år 1980, men der analyses kun på resultater fra perioden 1990 til 2007. De første 5 års sædskifte er valgt, fordi gødningspraksis i disse år antages at svare til årene forud for 1990. Opvarmningsperioden er kørt med klima fra perioden 1991-2000

6.3.3 Definition af afgrøder

Det er til oplandsmodelleringen besluttet at anvende 12 forskellige Daisy-afgrøder. Fortrinsvis fordi det er de 12 afgrøder, der er bedst dokumenteret i Daisy, og dels for at bevare overblikket over de afgrøder, der simuleres. De anvendte afgrøder er vårbyg, vinterbyg, vinterhvede, rug, vårraps, vinterraps, ærter, majs, foderroer, sukkerroer, kartofler og græs. Der forekommer dog også andre afgrøder i Landovervågningen, og disse skal derfor henføres til en af de 12 afgrøder. De afgrøder, som

ikke typisk hører under en af Daisy-afgrøderne defineres som en 'Vårbyg standard'. De indrapporterede oplysninger kan imidlertid have nogle hændelser (pløjning, såning og høst), som er i konflikt med en vårbyg. Derfor slettes hændelserne og erstattes med standardværdier for vårbyg (Styczen, 2004). Gødskningen på marken bibeholdes. I Bilag 1 er der en oversigt over hvilke afgrøder, der henføres til de 12 afgrøder. Overordnet er der anvendt følgende antagelser:

- For en hovedafgrøde, som består af mere end én afgrøde, fx vårbyg/ært, defineres kun én DAISY afgrøde (her vårbyg).
- Græs, kløvergræs, frøgræs, kløverfrø og brak modelleres alle som græs. Kløvergræs modelleres ved at N-fikseringen defineres som en fiktiv handelsgødningstildeling på 70 kg N/ha fordelt i to portioner, henholdsvis 1/5 og 1/7. Kløverfrø modelleres ligeledes som græs, hvor N-fikseringen defineres som en fiktiv handelsgødningstildeling på 200 kg N/ha fordelt i to portioner, henholdsvis 1/5 og 1/7.
- Hvis hovedafgrøden er korn m. udlæg defineres en efterafgrøde (nr. 2 afgrøde) som en græsafrøde, der sås sammen med kornet.
- Hvis hovedafgrøden er helsæd og grønkorn antages, at der altid er et udlæg, dvs. der defineres en græsafrøde, der sås sammen med kornet.

6.3.4 Høst

Ved høst af afgrøder skal det defineres, hvor stor en andel af afgrøden, der fjernes. Det høstede opdeles i tre kategorier: blad(leaf), stængel (stem) og kerne/rodfrugt (sorg). Desuden angives en stubhøjde (stub). Følgende definitioner er anvendt for de modellerede afgrøder.

- Korn, raps og ært: 99 % af kernen fjernes. Hvis halmen fjernes defineres det, at 70 % af stængel og blade fjernes. Der anvendes en stubhøjde på 10 cm
- Foderroer: 99 % af roden og 70 % af toppen fjernes
- Fabriksroer: her skelnes mellem top fjernet (99 % af roden og 70 % af toppen fjernes) og top nedmuldet (99 % af roden fjernes)
- Grønkorn og helsæd: 80 % af blade, stængler og kerne fjernes
- Silomajs: 95 % af kerne, stængler og blade fjernes
- Frøgræs og kløverfrø: 99 % af kernen fjernes. Hvis halmen fjernes, defineres det, at 70 % af stængel og blade fjernes. Der anvendes en stubhøjde på 10 cm.
- Kløvergræs og græs: Der skelnes ikke mellem slet og afgræsning. Eventuelle høstdatoer i AGRI-databasen for slet anvendes ikke, derimod defineres at Daisy skal høste, når græsset har nået en tørstofproduktion på 4.000 kg/ha eller ved et fastsat udviklingstrin. Dette gælder både for efterafgrøde og hovedafgrøde. Efterafgrøden høstes dog kun, hvis det i interviewdataene er oplyst, at efterafgrøden anvendes. I så fald høstes afgrøden desuden altid den 1/11. Andelen af blade, stængel og frø, som fjernes ved høst af en græsafrøde, er sat til 60 %, og der anvendes en stubhøjde på 10 cm. For græs som hovedafgrøde, og efterafgrøde som ikke anvendes, sker der endvidere en afpudsning den 1/11, dvs. en høst uden at græs fjernes.

6.3.5 Handelsgødninger

Handelsgødningstildelinger fra interviewundersøgelsen defineres ved daisykoden 'mineral', herunder er der indføjet en information om gødningstypen. Mængden er givet i kg N/ha. Der skal også defineres en

ammonium-andel for BL3-data (i henhold til Håndbog for Plantedyrkning). For IMARK's data er handelsgødningens navn ikke altid givet, og der er en lang række forskellige typer. Her er det valgt at anvende en ammoniumandel på 0,5; hvis gødningen også findes i DLBRIT' anvendes ammoniumfraktionen dog herfra.

6.3.6 Husdyrgødninger

Husdyrgødningstildelinger defineres ved daisykoden 'slurry', som er grundkoden for organisk gødning. Herudover har vi i managerfilen indføjet en information om gødningstypen. I AGRI-databasen kender vi N-mængderne, mens DAISY kræver husdyrgødningen angivet i vådvægt (tons/ha). N-mængderne omregnes derfor ud fra formelen: $N \text{ mængde} / (Tørstof \text{ fraktionen} * N \text{ fraktionen i tørstof} * 1000)$.

I managerfilen angives tørstofindholdet (dry_matter_fraction) samt fraktionen af total N (total_N_fraction) og ammonium (NH_4 _fraction) og kulstof (total_C_fraction) i tørstoffet. Endvidere angives ammoniakfordampningen i % af total N indholdet. I AGRI-databasen er husdyrgødningernes N-indhold beregnet ud fra de husdyrgødningsnormer, som har været gældende de enkelte år. Da normtallene for 1990-1998 efterfølgende er blevet genberegnet, ganges en korrektionsfaktor på for at opdatere N-mængderne i databasen til de genberegne normtal. Korrektionsfaktoren er angivet som en overordnet faktor for gødningstypen opdelt på kvæg og svin, hvis denne information foreligger, men uafhængig af staldtype og dyrekategori. Korrektionsfaktoren har vi skrevet ind i managerfilen som en kommentar (se eksempel i managerfil).

6.3.7 Ammoniakfordampning

Ammoniakfordampning i forbindelse med udbringning af husdyrgødning afhænger af en række faktorer og varierer fra 2-31 %. Værdien for den enkelte gødningstildeling er bestemt ved oprettelse af managerfilen i forhold til følgende faktorer:

- Gødningstypen (fast, flydende gødning)
- Afgrøden (vinterraps, vinterafgrøde, forårssået afgrøde, græs)
- Tidspunktet for udbringning
- Betingelsen (før/efter såning, før/efter høst) - før såning antages at gødningen nedpløjes, efter såning antages gødningen givet til voksende afgrøde)
- Udbringningsmetoden (bredspreddning, nedfældet, slæbeslanger)
- For udbinding anvendes de beregnede udbindingsmængder, der ligger i databasen. Udbindingsmængden til efterafgrøder gives den 1/9, mens udbindingsmængden til hovedafgrøden deles i to portioner og gives henholdsvis den 1/5 og 1/7. Fordampningen er antaget at svare til fordampningen fra kvæggylle givet til græs med udbringningsmængden bredspreddning.

Koefficienterne for de enkelte afgrøder er angivet i bilag 2.

6.4 Jordfil

Jordfilen i Daisy indeholder parametre, der beskriver jordens tekstur og vandbevarende forhold. En jordfil indeholder en definition for hver horisont i profilbeskrivelsen. For hver af de identificerede horisonter skal der konstrueres en hydraulisk opsætning (*defhorizon*), som nedenstående eksempel viser. For hver jordprofil samles horisonterne til en sammenhængende beskrivelse i en kolonne (*defcolumn*-beskrivelse). I denne beskrives horisonternes vertikale udstrækning, og den nedre rand defineres. Der er for hver jordvandsstation lavet en kolonne ud fra beskrivelser i Jordprofilundersøgelsen i 1990 (Jensen og Madsen, 1990).

6.4.1 Jordhorisonter

Eksempel på en defhorizon- og defcolumn-beskrivelse.

```
-----  
(defhorizon A11p_st1LOOP3 default  
  (dry_bulk_density 1.44)  
  (clay 11.0)  
  (silt 29.8)  
  (fine_sand 30.3)  
  (coarse_sand 26.0)  
  (humus 2.9)  
  (SOM -1 -1 0.4)  
  (C_per_N 11.1)  
  (hydraulic M_vG      ; van Genuchten/Mualem functions  
  (alpha 0.0448)  
  (n 1.1925)  
  (K_sat 1.539)  
  (Theta_sat 0.43082)  
  (Theta_res 0.0)  
  (l -1.9112)))  
-----
```

```
(defcolumn "STATION1ADK_gv3" default  
  (OrganicMatter (init (input 6000 [kg C/ha/y]) (end -49.0 [cm])))  
  (Soil(horizons  
    ( -29 [cm] A11p_st1LOOP3)  
    ( -49 [cm] B21t_st1LOOP3)  
    ( -90 [cm] B22tg_st1LOOP3)  
    ( -500 [cm] B23tg_st1LOOP3))  
  (MaxRootingDepth 100 [cm]))  
  (Groundwater pipe  
    (L 50 [m])  
    (pipe_position -1.2 [m])  
    (K_aquitard 0.5E-2) ))
```

Data til opsætning af de enkelte horisonters teksturfordeling, humus- og C/N-indhold er fra den førnævnte jordprofilundersøgelse i 1990. Opsætning af jordens hydrauliske parameter er foretaget ved at tilpasse de målte pF værdier til van Genuchten parametrene *n*, *alfa*, *theta s* og *theta r* i et iterationsprogram. Den fysiske mening af disse parametre er:

- n fortæller noget om porestørrelser
- α angiver luftindtrængningsværdien
- θ angiver vandindhold for henholdsvis mættet (s) og residual (r).

Desuden defineres jordens mættede hydrauliske ledningsevne (K_s) og λ værdi ((poretuositet - 'krogethedsfaktor') ud fra jordens tekstur og volumenvægt ifølge HYPRES (HYdraulic PROperties of European Soils)(Wösten et al., 1999). Den umættede hydrauliske ledningsevne skal helst være omkring 10^{-8} - 10^{-9} m/s ved pF 2 og omkring 10^{-4} m/s ved pF 4,2 (S. Hansen, pers med). Oversigt over anvendte jordparametre i Daisy-modelleringen fremgår af Bilag 3.

6.4.2 Initialisering og parametrisering af jordens organiske puljer

Modellering af jordens omsætning af organisk stof er et område, som ofte kræver en vis kalibrering, idet hastigheden, hvormed omsætningen sker, er relateret til, hvordan det organiske stof er dannet samt omsætningsgraden af det. Kulstof-14 dateringer viser, at organisk stof fra pløjelaget typisk har en gennemsnitlig alder på 800-1.000 år. Mængden og omsætningsgraden af organisk stof kan derfor være relateret til, om jorden har været skov, hede, anden natur, eller om arealet har været dyrket i mange år. Hvis området har været vandlidende, vil der typisk være opbygget en vis mængde humus i jorden. Dette er sandsynligvis tilfældet for nogle af jordvandsstationerne i landovervågningen, der ligger på arealer med forholdsvis højt grundvandsstand, og det målte humusindhold i jorden er forholdsvis højt.

Omsætningen af det organiske stof vil, ud over områdets forhistorie, også være påvirket af hvor meget organisk stof, der tilføres med gødning og evt. halm samt hvor stor en rodbiomasse, der efterlades i jorden. I modellering af N-omsætning vil hver enkelt jord typisk skulle kalibreres til disse parametre, jordens forhistorie og tilførsel/raførsel af organisk stof.

Kalibrering af jordens stofomsætning på jordvandsstationerne er foretaget ud fra nogle overordnede principper. En mere detaljeret kalibrering vil kræve mere præcise data for udbytter og gødningstilførsel og evt. også en bedre beskrivelse af jorden heterogenitet med hensyn til indholdet af organisk stof inden for hvert sugecellefelt. Da kalibrering og jordopsætninger på jordvandsstationerne i Daisy også skal anvendes til at udbrede Daisy til typejord i hvert opland, er det valgt at foretage så få kalibreringer som muligt.

I Daisys omsætningsmodel er der defineret 3 organiske jordpuljer:

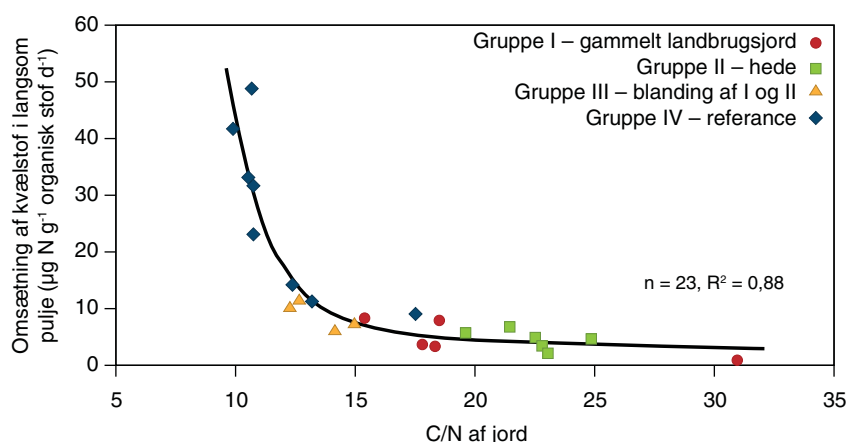
- SOM1 - hurtig omsættelig pulje
- SOM2 - langsom omsættelig pulje
- SOM3 - inert pulje.

Parametrisering af Daisys omsætningsmodel kræver følgende informationer for hver jordhorisont: indhold af organisk stof angivet som humusprocent eller kulstofprocent, indhold af organisk bundet kvælstof, C/N forholdet samt den gennemsnitlige årlige tilførsel af organisk stof pr. ha. På baggrund af disse oplysninger initialiserer Daisys omsætningsmodel selv fordelingen af organisk stof mellem de 3 SOM puljer. Dette sikrer, at omsætningsmodellen ikke giver for store udsving i starten af simule-

ringsperioden. Daisy-modellen er kalibreret til jord med et humusindhold på op til 2,0-3,0 %. Hvis jorden har et højere humusindhold, vil der være behov for at kalibrere på jordens humuspuljer.

Justering af jordens stofomsætning på jordvandsstationerne blev foretaget ved at allokere en del af det organiske stof til den inerte pulje, SOM3. Der findes ingen jordanalyser, der med god sikkerhed kan måle den inerte jordpulje. Ofte vil jordens C/N forhold indikere, hvor omsættelig det organiske stof er. Ved høje C/N forhold er hastigheden af kvælstofomsætningen lille, og ved lave C/N forhold er hastigheden af omsætningen forholdsvis høj (figur 6.4). Et C/N forhold mellem 13 og 15 er et godt bud på et veldefineret niveau, der kan inddеле sandjorde i forhold til omsætteligheden af langsomt omsætteligt organisk stof (Springob & Kirchmann, 2003).

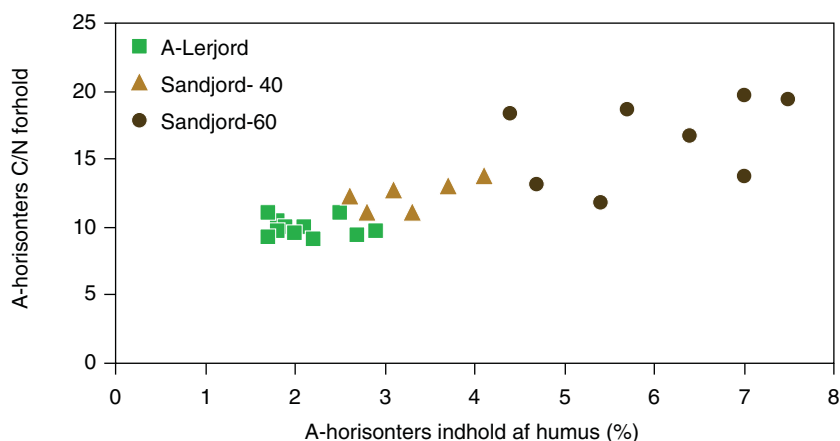
Figur 6.3. Sammenhæng mellem mineralisering af stabilt organisk stof og jordens C/N forhold. Linen er et fit af observationspunkter (efter Springob & Kirchmann, 2003)



For jordvandsstationerne på lerjord blev der ikke kalibreret på Daisys omsætning af organisk stof, idet humusindholdet lå under 3,1 procent, og C/N-indholdet alle var værdier under 13 (figur 6.4).

For jordvandsstationer, der ligger på sandjord, blev der allokere 40 % af jordens organiske stof i den inerte pulje, hvis jordens indhold af humus lå mellem 2,5 og 4,2 %. Jordens C/N forhold for disse jordvandsstationer lå mellem 11 og 14 (figur 6.3). Hvis jordens indhold af humus lå over 4,2 procent blev 60 procent af det organiske stof allokere til den inerte pulje. Jordens C/N forhold for disse jordvandsstationer lå mellem 12 og 20.

Figur 6.4. Sammenhæng mellem jordens indhold af humus og C/N forhold i pløjelaget (A-horisonten) for jordprofiler gravet ved 32 jordvandsstationer og inddelt i forhold til den mængde af organisk stof, der blev allokere i en inert organisk pulje i Daisy-modelleringen.



6.4.3 Nedre rand

Bunden af rodzonen betegnes den nedre rand og denne fastlægges ud fra grundvandsniveauet. Der kan være tale om:

- Fri afdræning med dybt grundvandsspejl.
- Dræning, hvor grundvandsniveauet modelleres med et vandstandsende lag og herover dræn. Drænparametrene bestemmer grundvandsspejlets beliggenhed.
- Fasthold grundvandsspejl.
- Grundvandsniveau bestemt gennem en inputfil med målt grundvandsstand.

6.5 Klimafil

Klimafilen i Daisy indeholder døgnværdier for nedbør, temperatur og globalindstråling for modelleringsperioden. Daisy foretager korrektion af nedbøren for vind og opfugtningstab med lækategori B ifølge håndtal for DMI's anbefalinger (Allerup et al., 1998).

6.5.1 Deposition

Depositionsparametrene i Daisy angives i Klimafilene. Depositionsparametrene er følgende:

NH4WetDep: 0.9 ppm [10^{-6} kg m⁻² mm⁻¹]

NH4DryDep: 2.2 kg N/year

NO3WetDep: 0.6 ppm [10^{-6} kg m⁻² mm⁻¹]

NO3DryDep: 1.1 kgN/year

Heraf fremgår, at depositionen er opdelt i en våd andel, som er den mængde ammonium og nitrat, der tilføres jorden via nedbøren, samt en tør andel, som er afsætning af ammonium og nitrat med vinden.

6.6 Daisy output

Daisy kan generere mange forskellige typer af output (Resultater). Hvilke output filer, der ønskes udskrevet, defineres i Setup-filen. Til op-landsmodelleringen har vi defineret fire typer output:

Høst: Indeholder informationer om de simulerede udbytter for de enkelte år. Udbytterne angives både for kvælstof og tørstof og fordelt på henholdsvis stængel, blade, frø samt dødt organisk materiale.

Kvælstofbalance: Indeholder årlige værdier (agrohydrologisk år 1. april – 31. marts) for alle parametre, der har betydning for kvælstofbalancen, fx tilført gødningsmængde, omsætning af organisk stof, denitrifikation, ammoniakfordampning og tab ved udvaskning fra rodzonen. De enkelte poster er angivet både for Nitrat-N og Ammonium-N.

Vandbalancen: Indeholder årlige værdier (agrohydrologisk år 1. april – 31. marts) for alle parametre, der har betydning for vandbalancen, fx

nedbørsmængde, vandmængde tilført ved vanding, perkolation og fordampning fra jord og vegetation.

Flux: Indeholder daglige værdier for transporten af vand og kvælstof ud af en 1 meters dybde.

6.7 Modellens anvendelighed

Daisy-modellen kræver præcise oplysninger om forbrug af gødning, markoperationer, afgrøder og høsttidspunkter. De oplysninger, der anvendes til opsætning af Daisy på jordvandsstationerne og til oplandsmodelleringen, er indhentet i Landovervågningen under NOVANA, hvor alle oplysninger om gødning, afgrøder og markoperationer er oplyste værdier via interviews af landmændene i oplandet. Da der ikke er målte værdier for tildelingen af gødning m.v. er der en grænse for, hvor præcis en modellering man kan forvente. Den kvalitet, som inputdata til modellen har, afspejles i de beregninger, modellen giver. På jordvandsstationerne er jordens tekstur og vandbevarende forhold målt, mens landbrugspraksis er baseret på de samme oplyste mængder af landmændene som for de øvrige marker i Odderbæk oplandet. Datagrundlaget på jordvandsstationerne er derfor ikke egnet til en egentlig validering af Daisy-modellen, men er i højere grad anvendelig til at teste, om en detaljeret rodzonemodel som Daisy kan anvendes på et forholdsvist overordnet datagrundlag, som det der indhentes i Landovervågningen.

Modelleringen med Daisy kan give god information om de data, der gives modellen, fx som data og modelresultater, hænger sammen. Hvis data og modelleringsresultater ikke hænger sammen, kan der være mistænkelige værdier i input-data eller forhold fra almindelig landbrugspraksis, som Daisy-modellen endnu ikke er god til at håndtere, evt. fordi der er grænser for, hvilke ekstreme jord- og klimaforhold modellen kan virke under. I modelleringen er der derfor lagt vægt på at bevare de data, der er indsamlet i landovervågningen. Det betyder, at de indsamlede interviewdata for landbrugspraksis er de data, der er lagret i LOOP databasen, og som er de indsamlede årlige data. Disse data gennemgår en kvalitetskontrol ved de årlige rapporteringer i NOVANA. Med hensyn til afgrødekalibreringer er det valgt at anvende de samme kalibreringer på alle 6 jordvandsstationer samt at anvende denne kalibrering for hele datamaterialet i oplandet. Det betyder at der ikke kan forventes at Daisy rammer oplyste N-udbytter og målt N-koncentration meget præcist på de enkelte jordvandsstationer. Til gengæld forventes at Daisy kan ramme en gennemsnitlig trend over årene for de 6 jordvandsstationer. Desuden forventes at Daisy kan simulere en trend for N-udvaskningen for hele oplandet, hvor N-balancen nogenlunde passer med de forventninger om gødningsforbrug, jordtyper og den hydrologiske respons mellem rodzone og vandløb for Odderbæk oplandet.

7 Opsætning af Daisy på jordvandsstationerne samt på natur og bebyggelse

Som beskrevet i de foregående afsnit skal der til en Daisy modellering opsættes en klimafil, en afgrødefil (managerfil) og en jordfil (column) ud fra målte og oplyste værdier ved jordvandsstationerne. Jordparametrene og afgrødeparametrene skal herefter kalibreres på plads. På jordvandsstationerne er det valgt, at kalibreringen kun omfatter opsætning af drænparametre, fastlæggelse af inert pulje i A-horisonter samt ensartet kalibrering af kornafgrøder inden for hvert landovervågningsopland:

Første trin er at få vandbalancen på plads i forhold til målt grundvandsstand og viden om fordampning generelt. På lerjorde sker dette ved kalibrering af drænparametrene, hvorunder der også foretages en første vurdering af modellerede høstudbytter og denitrifikation. Næste trin er at få høstudbytterne på plads i forhold til oplyste udbytter. Dette sker ved kalibrering af parametrene i Daisy's afgrødemoduler. Endelig vurderes om de modellerede kvælstofkoncentrationer svarer til målte værdier. Da vand og kvælstof imidlertid hænger sammen, vil der være behov for at kalibreringsprocessen gennemføres som en iterativ proces.

Til opsætning af Daisy er anvendt overvågningsresultater fra perioden 1990-2003.

Til natur og bebyggelse er der anvendt en jordopsætning i Daisy fra en af jordvandsstationerne.

7.1 Opsætning og kalibrering af afgrøder

7.1.1 Vinterhvede

I det indledende arbejde med DAISY blev det klart, at når DAISY anvendes på aktuelle data for landbrugspraksis, kan der fremstå tilfælde, som ikke tidligere har været afprøvet i DAISY. Fx kunne DAISY ikke klare sene såtidspunkter af vinterafgrøder, hvilket ikke er ualmindeligt i praksis. Derfor blev der defineret en afgrødeopsætning, som holder afgrøden i 'initialiseringsfasen' i længere tid. Denne definition er anvendt for DAISY-afgrøderne vinterhvede, vinterbyg, vinterraps og græs. For vinterhvede medførte det imidlertid, at udbyttet blev overestimeret; det har derfor været nødvendigt at kalibrere denne afgrøde ned.

```
(defcrop "Vinterhvede sen" "Vinterhvede"  
  (Canopy (SpLAIfac (0.0 100) (1.0 100)))  
  ;Vinterhvede forberedt på sen såning  
  (DSEff (0.0 1.0) (0.3 1.0) (1.0 0.71)(2.0 0.65)))  
  ; kalibreret ned fra (1.0 0.86)(2.0 0.81)
```

7.1.2 Vårbyg

Det indledende arbejde viste, at det var nødvendigt at kalibrere vårbyggen ned, når den optrådte som en selvstændig afgrøde med vækst til

modenhed. Vårbyg med udlæg og vårbyg som helsæd er ikke kalibreret ned. Følgende kalibrering er anvendt:

```
(defcrop "Vaarbyg_kalib" "Vaabyg"  
  (DSEff (0.0 1.0) (0.3 1.0) (1.0 0.9)(2.0 0.9)))  
  ; kalibreret ned fra (1.0 1.0)(2.0 1.0).
```

7.1.3 Græs

For at græs anvendt som efterafgrøde kan komme i gang efter høst af korn i Daisy-modelleringen, må græsset 'høstes' sammen med kornet, dog uden at afgrøden fjernes. Denne såkaldte afpudsning er defineret ved en høstlinje, hvor andelen af blad, stængel og frø, der høstes, er 0, og stubhøjden er 10 cm. Tilsvarende er det nødvendigt, at græs (græs, kløvergræs, frøgræs, kløverfrø og brak) afpudsnes inden vinteren, for at det kan komme i gang igen om foråret. Der er i managerfilen defineret en afpudsning den 1. 11.

7.2 Opsætning og kalibrering af jordparametre

7.2.1 Jordparametre på jordvandsstationerne

Data til opsætning af jordens tekstur, humus- og C/N-indhold på jordvandsstationerne fremgår af tabel 7.1 og er fra Jordprofilundersøgelsen i 1990 (Jensen og Madsen, 1990). Heri blev jordens pF-værdier for pF 1, 1,5, 2 og 3 målt på 3 jordprøver (hver på 100 cm³) udtaget i naturlig lejring. Jordens pF-værdi for 4,2 blev beregnet ud fra ligningen $pF_{4,2} = (0,593 \cdot \text{humus} + 0,429 \cdot \text{ler} + 0,098 \cdot \text{silt} + 0,54) \cdot \text{volumenvægten}$ (Jensen og Madsen, 1990).

Jordens mættede hydrauliske ledningsevne og θ er beregnet ud fra jordens tekstur og volumenvægt ifølge HYPRES (HYdraulic PROperties of European Soils) (Wösten et al., 1999). Oversigt over anvendte hydrauliske jordparametre i Daisy-modelleringen fremgår af bilag 4a. Jordens volumenvægt og porøsitet er afgørende for beregningen af den mættede hydrauliske ledningsevne i HYPRES. De målte volumenvægte for jordvandsstationerne i Oddebæk er for høje i forhold til målinger fra tilsvarende jordtyper rapporteret i Jacobsen (1989) og de målte porøsiteter er for lave. Volumenvægten og porøsiteten afhænger af prøvetagningstidspunktet. Hvis jorden er løs og fugtig vil volumenvægten være lav og porøsiteten høj, mens det omvendte er tilfældet, hvis jorden har ligget hen i lang tid uden bearbejdning. I bilag 4a vises forskellen i målt volumetrisk vandindhold mellem pF 0 og pF 1 på jordvandsstationerne. Her ses at forskellen mellem målt pF 0 og målt pF 1 er meget lille og nogen gange negativ. Forskellene mellem pF 0 og pF 1 i Jacobsen (1989) ligger i gennemsnit omkring 5 volumen procent point for sandjords A-horisonter, bilag 4b. I Daisy-opsætningerne er pF 0 korrigeret for A-horisonterne, således at pF 0 svarer til pF1 plus den gennemsnitlige volumen pct. på 5 beregnet ud fra retentionsdata for Jyndevad, Tylstrup og Hals i Jacobsen (1989).

Volumenvægten er genberegnet efter den fremkomne porøsitet. Det er gjort ud fra antagelsen, at jorden består af mineraljord, organisk materiale og porer, hvor massefylden af mineraljord er 2,65 g/cm³ og massefylden af

organisk materiale er 1,3 g/cm³ (Aslyng, 1965). Den genberegnete massefylde ses i tabel 7.1. Herefter er den hydrauliske ledningsevne og l genberegnet med HYPRES ved anvendelse af de korrigerede volumenvægte og den målte tekstur. Den mættede hydrauliske ledningsevne bliver mellem 0,09 og 0,94 cm/t større ved at anvende den korrigerede volumenvægt frem for den målte. Korrektionen vil svagt øge perkolationen og kvælstofudvaskningen for beregningsperioden.

Tabel 7.1 Teksturanalyse for jordprofilers horisonter ved jordvandsstationer i oplandet til Oddebæk

Stnr	Horisont	Dybde	Vægtprocent				Andel af humus i		C/N	Korrigeret	
			ler	silt	finsand	grovsand	humus	i inert pulje (SOM3)		BD	BD
Profilnr.		(cm)	<2 µm	2-50 µm	50-200 µm	> 200 µm				(g/cm3)	(g/cm3)
1 1786	A11p	-44	5,6	18,5	30,9	40,3	4,7	60	13,1	1,44	1,26
	B2v	-77	5,7	11,7	34,1	47,4	1,2		14,7	1,44	
	C1	-110	7,2	10,9	31,2	50,2	0,4		4,7	1,75	
	C2	-1220	6,7	12,4	37	43,5	0,4		21,3	1,75	
2 1787	A11p	-40	4,6	14,1	22,4	55,1	3,7	40	13,1	1,45	1,37
	B2v	-62	2,6	3,2	13,8	79,6	0,8		13,4	1,45	
	C1	-700	2,1	2,1	3,8	91,8	0,3		14,7	1,42	
3 1781	Ap	-36	4,6	7,8	19,5	61,1	7	60	13,7	1,28	1,12
	Bjo	-86	10,2	30,6	54,6	4,2	0,4		14,7	1,93	
	C1or	-124	8,1	25,3	56,6	9,6	0,4		14,7	1,66	
	C2ro	-290	3,6	12,5	67,2	16,5	0,2		14,7	1,73	
4 1779	A11p	-28	4,6	19,2	30,5	43,4	4,1	40	13,9	1,52	1,38
	Bjo	-47	5,1	14,3	24	55,5	1,1		12,9	1,51	
	C1or	-70	7,7	20,5	31,9	39,6	0,4		10,2	1,64	
	C2ro	-110	10,9	28,5	48,2	12,2	0,3		10,4	1,67	
5 1783	A11p	-30	5,6	15,6	37,2	39	2,6	40	12,4	1,59	1,51
	A12	-47	5,7	16,4	38	38	1,9		13,4	1,55	
	Bv	-95	7,2	20,6	34,5	40,7	0,9		8,8	1,55	
	Clro	-1300	7,7	16,4	37,6	38,1	0,2		0,2	1,83	
6 1777	A11p	-27	3,6	11,9	38,5	40,3	5,7	60	18,6	1,21	1,18
	B2vs	-43	3,5	9,2	31,8	51,7	3,7		25,3	1,19	
	C1o	-113	1,6	1,9	22,5	43,9	0,2		14,7	1,52	
	C2ro	-430	1,1	5,4	67	27,9	0,2		19,6	1,66	
STH	A11p	-40	7	23	37	26	6,6		11,8	1,16	
1782	O1i	-90	4	14	4	33	45,4		12,3	0,16	
	C1ro		3	22	58	14	3,5		15,8	1,14	

Den umættede hydrauliske ledningsevne skal helst være omkring 10⁻⁸ – 10⁻⁹ m/s ved pF 2 og omkring 10⁻¹⁴ m/s ved pF 4,2 (S. Hansen, pers medd.). Det ses i bilag 4, at kravet ikke er opfyldt for alle horisonter.

Jordens hydrauliske parametre er beregnet ved at tilpasse målte pF-værdier til van Genuchten-parametrene alfa, theta s og theta r og n i et iterationsprogram. De nye beregnede porøsiteter giver generelt mindre stejle pF-kurver og dermed også en bedre dynamik og sammenhæng i vandbevægelsen igennem jorden. Ved meget stejle kurver vil der ved små forskelle i vandindhold være store spring i potentialet. Specielt bør alpha ikke være for lille (< 0.01, Søren Hansen, pers.medd.), idet en lille alpha-værdi udtrykker en stejl kurve.

7.2.2 Parametrisering og kalibrering af jordens organiske puljer på jordvandsstationer

Vurderingen af hvor meget af det organiske stof, der skulle allokeres til en inerte pulje, blev foretaget ud fra en analyse af stofomsætningen på de 6 jordvandsstationer i Odderbæk-oplandet. I analysen blev Daisy kørt uden allokering af organisk stof til den inerte pulje (0), en inert andel, der svarer til C-tools omsætningsforhold (C-tool) og endelig en fordeling på henholdsvis 40 eller 60 afhængig af humusindhold.

C-tool er en 3-puljet soil-organic-carbon-model, som anvender førsteordens nedbrydningsrater af jordens organiske stof (Petersen et al., 2002; Petersen 2003). Ud fra landsdækkende data for jordtyper og afgrøder, er C-tool blevet anvendt til at estimere mængden af inert organisk stof i pløjelaget. Resultatet blev, at den inerte pulje gennemsnitligt udgør 40,5 % af jordens organiske stof (Petersen et al., 2005). Ved høje C/N forhold sættes andelen af inert organisk stof op (Petersen, 2003).

Ud fra beregninger med C-tool udgør andelen af inert organisk stof mellem 53 og 77 % af jordens organiske stof på de 6 jordvandsstationer i Odderbæk-oplandet (tabel 7.2). Ved ingen inert pulje blev den gennemsnitlige udvaskning for jordvandsstationerne 114 kg N/ha, hvilket er 19 kg N/ha højere end den gennemsnitlige målte udvaskning (tabel 7.3). Hvis andelen af inert organisk stof blev allokeret i forhold til C-tools estimerer blev den gennemsnitlige udvaskning for de 6 jordvandsstationer 86 kg N/ha, altså 9 kg N/ha mindre end den målte. Allokering af henholdsvis 40 eller 60 % af jordens organiske stof i en inert pulje medførte en modeleret N-udvaskning på 91 kg N/ha, hvilket er 4 kg N/ha mindre end det målte værdi, og den metode der bedst ramte det målte niveau for N-udvaskningen. Disse værdier for mængden af inert organisk stof blev anvendt i udbredelsen af jordopsætningerne til hele oplandet til Odderbæk. Initialiseringen af den organiske pulje lå mellem 2.700 og 3.900 kg C/ha/år. En følsomhedsanalyse af hvor meget kvælstofudvaskningen ændrer sig i forhold til denne initialisering viste, at udvaskningen ændrede sig med mindre end 1 kg N/ha som følge af at ændre initialiseringen af det organiske stof fra 2.400 til 4.000 kg C/ha/år. Så denne initialisering er ikke kritisk for modellering af stofomsætningen og den efterfølgende effekt på N-udvaskning.

Tabel 7.2. Procent af jordens organiske stof der allokeres til en inert pulje i C-tool og 40 eller 60 procent i inert pulje.

Stationsnr.	Humus (%)	C/N forhold	Initialisering af den organisk pulje (kg C/ha/år)	Pulje allokeret til jordens inerte pulje (%)		
				Ingen	C-tool	40 eller 60 %
201	4,7	13,1	3.900	0	57	60
202	3,7	13,1	3.550	0	57	40
203	7,0	13,7	3.900	0	60	60
204	4,1	13,9	3.000	0	62	40
205	2,6	12,4	3.000	0	53	40
206	5,7	18,6	2.700	0	77	60

Tabel 7.3. Modellering af N-udvaskning, høstet kvælstof og ændring af jordens N-pulje ved henholdsvis ingen kulstof i inert pulje, allokering som i C-tool og allokering af 40 eller 60 procent afhængig af humusindhold og C/N forhold.

	N-udvask.*	Høstet N*	Puljeændring*
Allokering af inert organisk stof	----- (kg N/ha) -----		
Ingen	114	139	-18
Som i C-tool, 53-77 pct.	86	134	11
40 eller 60 procent	91	135	4
Målt N-udvaskning	95		
Oplyst høstet kvælstof		137	

* to tørre år henholdsvis 1992/93 og 1996/1997 er ikke med i gennemsnittet, idet udvaskningen for disse år blev væsentlig overestimeret med Daisy.

Som udgangspunkt antager Daisy, at kvælstofomsætningen i jorden er begrænset til den øverste A-horisont. Dette er bibeholdt i opsætningerne for station 1 til 5. På station 6 er der målt et højt humusindhold på 3,7 pct. i B horisonten. Det organiske stof i denne horisont er taget med som en aktiv del af omsætningen af det organiske stof. Bidraget er dog begrænset, idet denne horisont har et forholdsvist højt C/N forhold på 25.

7.2.3 Humusjord

Der er ingen jordvandsstationer på humusjord i oplandet. Der er imidlertid foretaget en jordprofilbestemmelse i et afvandet moseområde tæt ved vandløbet (profil nr. 1785). Denne jordprofil ligger til grund for opsætning af en humusjord.

Jorden har et højt humusindhold i Ap (0-30 cm) og O1a (30-76 cm) horisonterne på henholdsvis 19,3 og 34,2 %, mens humusindholdet i den underliggende C1 horisont er 2 %. Humusindholdet i Ap horisonten antages at deltage i kvælstofomsætningen, mens humusindholdet i O1a horisonten antages at være stabilt. Volumenvægtene i de to horisonter er målt til henholdsvis 0,68 og 0,34 g/cm³, hvilket ser rimeligt ud for humusholdige jorder.

Jorden har været afvandet igennem flere årtier, hvorfor det antages at der ikke forekommer en egentlig afbrænding af jordens humusindhold. Derfor er det nødvendigt at sætte en del af humusindholdet ind i en inert pulje. Det er valgt at placere 60 % af humusindholdet i den inerte pulje ud fra den antagelse, at jordvandets indhold af nitrat i gennemsnit skal ligge på niveau med den målte sommerkoncentrationen i drænvandet fra moseområdet, ca. 5-10 mg N/l (figur 7.9).

Den opsatte humusjord anvendes som dyrket humusjord i oplandsmodelleringen (kapitel 8).

7.2.4 Skov, læhegn, mose og øvrig natur

Under eksisterende skov (ældre skov) er kvælstofudvaskningen meget lav, i gennemsnit 0-5 kg/ha/år (Callesen et al., 1996). Der er dog en lille forskel på, om det drejer sig om nåle- eller løvtræer. Under løvtræer er kvælstofudvaskningen normalt under 1 kg/ha/år og under nåletræer 2-5 kg/ha/år. Resultater fra Ionbalance-projektet (Hansen, 2003) viser dog, at der kan være store årlige udsving, ligesom der er store forskelle afhængig af atmosfærisk deposition og jordbund. For nåletræer kan der

endvidere være stor variation i udvaskningen, fordi træerne har forskellig evne til at filtrere kvælstof fra luften. Udvasningen fra sitkagran er således noget større end fra rødgran, fordi sitkagran filtrerer mere kvælstof fra luften via nålene (Hansen, 2003). Udvasningen fra rødgran i Vestjylland varierer mellem < 1 og 5 kg N/ha/år , mens udvasningen fra sitkagran varierer mellem 1 og 29 kg N/ha/år .

Modellering af vandbalancen for skov og læhegn er gennemført ved at anvende Daisys opsætning af nåleskov i vegetationsbiblioteket. Daisy er ikke kalibreret til at beregne kvælstofomsætning og transport for skov og øvrige naturarealer. Det er derfor antaget, at den gennemsnitlige årlige udvaskning fra skov udgør 5 kg N/ha . Fra mose og fra øvrig natur som udgør heder, overdrev, lave buske er den gennemsnitlige årlige udvaskning angivet til henholdsvis $0,5$ og 2 kg N/ha . Den daglige N-koncentration 1 meter under terræn er derfor vægtet i forhold til den beregnede perkolation, således at den årlige udvaskning bliver de førnævnte 5 , $0,5$ og 2 kg N/ha for henholdsvis skov, mose og øvrig natur.

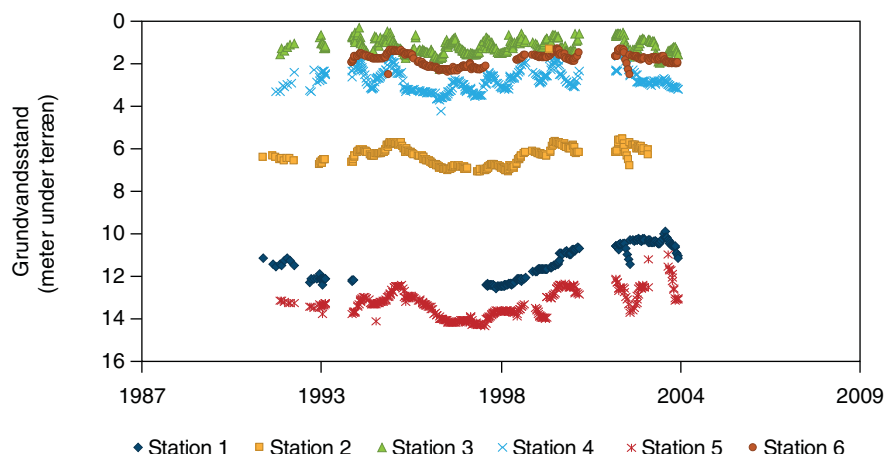
Der findes ikke målinger af jordvand på naturarealer og arealer ved bebyggelse. Til brug for modellering på disse arealanvendelsestyper anvendes jordopsætningen på station 2, og der er konstrueret en tilhørende managerfil med kontinuert græs. For at holde græsset i live slås dette løbende, når det har nået et vist udviklingstrin eller tørstofproduktion (se kapitel 6.3.4). Græsset fjernes ikke. På naturarealer tilføres ingen gødning, mens der ved bebyggede arealer tilføres 40 kg N/ha med handelsgødning den 1. maj.

Det antages, at der er ligevægt i jordens humuspuljer ved denne arealanvendelse og for at opnå dette sættes 40% af det organiske materiale i den inerte humuspulje (SOM3 puljen).

7.2.5 Nedre rand på jordvandsstationerne

Opsætning af Daisy til at simulere grundvandsniveau og evt. dræning betegnes den nedre rand. På jordvandsstation 3, 4 og 6, blev Daisy kørt med grundvandsniveauer målt i pejlerør, disse stationer ligger forholdsvis tæt på vandløbet. Station 1, 2 og 5 ligger længere oppe i oplandet, hvor grundvandsniveauet ligger så dybt, at afdræningen fra rodzonen kan foregå i forhold til jordens tekstur. For disse stationer blev grundvandsstanden holdt konstant på henholdsvis $11,5$, på $6,0$ og $12,5$ meter under terræn. De målte grundvandsniveauer for de 6 jordvandsstationer er vist i figur 7.1.

Figur 7.1. Målt grundvandsstand for jordvandsstation i Odderbæk-oplandet for perioden 1991–2003.



7.2.6 Beregning af konfidensintervaller for målte N-koncentrationer i jordvand

Som nævnt i afsnit 5.2 måles jordvandets nitratkoncentration i 10 sugeceller placeret i 1 meters dybde. Normalt puljes prøverne fra de 10 sugeceller til en samlet prøve, som bliver analyseret for næringsstoffer, men 2-4 gange om året analyseres kvælstofindhold i jordvandsprøver fra hver enkelt sugecelle. Disse data kan benyttes til at vurdere usikkerheden i samleprøvers nitratkoncentrationer og variationerne mellem sugeceller.

Den statistiske model for disse data kan skrives som

$$X_{ijkl} = \mu + L_i + S_{ij} + D_{ijk} + \varepsilon_{ijkl}, \quad (1)$$

hvor

$$\begin{aligned} L_i &\sim N(0, \sigma_L^2), \\ S_{ij} &\sim N(0, \sigma_S^2), \\ D_{ijk} &\sim N(0, \sigma_D^2), \\ \varepsilon_{ijkl} &\sim N(0, \sigma^2). \end{aligned}$$

X står for transformeret nitratkoncentrationer målt ved l'th sugecelle på k'th dato i j'th område og i'th opland. Omdannelsen er den naturlige logaritme og anvendes med henblik på at omdanne data til normale distributioner. Modellen er en typisk statistisk model med hierarkisk design, hvor alle komponenter antages at være tilfældige. Da alle komponenter er tilfældige, er en variansanalyse en komponentmodel. Varians komponenter fortolkes således:

σ_L^2 = Varians skyldes forskelle mellem oplande,

σ_S^2 = Varians skyldes forskelle mellem jordvandsstationer inden for samme opland,

σ_D^2 = Varians skyldes forskelle mellem måledatoer inden for en jordvandsstation,

σ^2 = Varians skyldes forskelle mellem kopper inden for samme jordvandsstation, målt på samme dato.

Varians komponenter har været anslået af REML (begrænset Største Sandsynlighed) metode (SAS®), og dette resulterede i

$$\hat{\sigma}_L^2 = 0,007$$

$$\hat{\sigma}_S^2 = 0,112$$

$$\hat{\sigma}_D^2 = 0,576$$

$$\hat{\sigma}^2 = 0,282.$$

Dette indikerer, at der er relativt store forskelle mellem sugeceller og datoer og meget mindre forskelle mellem stationer og oplande. Så den samlede varians kan reduceres ved at øge antallet af sugeceller og / eller antallet af måledatoer.

Usikkerheden på den målte N-koncentration for 10 sugecelle opgjort for de transformerede data for samme station og opland er

$$SE = \sqrt{\frac{\hat{\sigma}^2}{10}} = 0.168 \quad (2)$$

Denne usikkerhed kan bruges til at beregne et 95%-konfidensinterval for den målte koncentration på de puljede prøver med (3)

$$\bar{X}_{ijk} \pm 1.96 \cdot SE \quad (3)$$

og dette kan successivt blive transformeret tilbage til den oprindelige plan med den eksponentielle funktion. Konfidensintervallerne er efterfølgende beregnet for den målte N-koncentration på de puljede prøver og vist på figurerne over målt og modelberegnet N-koncentration i 1 meters dybde (figur 7.3-7.8).

7.3 Vandbalance for jordvandsstationer, skov og øvrig natur

Nedbøren i oplandet er på 864 mm/år opgjort som gennemsnit for argrohydrologiske år for perioden 1990/91-2002/03 (tabel 7.4). På landbrugsarealer med jordvandsstationer er referencefordampningen på 580 mm/år, mens den potentielle fordampning varierer mellem 636 og 646 mm/år. Den aktuelle fordampning er lavest ved station 5 (510 mm/år), hvor grundvandsspejlet er dybest og højest ved station 3 (637 mm/år), hvor grundvandet ligger tæt på terræn. Den aktuelle fordampning fra landbrugsarealer på veldrænet sandjord ligger ifølge Styczen et al. (2004) mellem 72 og 82 % af referencefordampningen. Til sammenligning er den aktuelle fordampning fra de mere lerblandede og veldrænedede sandjorde på jordvandsstation 1, 2 og 5 lidt højere, mellem 82 og 94 %. Den relativt høje fordampning fra station 3, 4 og 6 skyldes grundvandsspejlets terrænnære placering (se figur 7.1), som betyder at planternes vandtilførsel er nær ved optimal.

Perkolationen (afstrømningen) fra jordvandsstationerne med landbrugsafgrøder ligger mellem 323 og 389 mm/år og udgør gennemsnitlig 327 mm/år.

I oplandet er der marker, hvor der ikke er fuldstændige oplysninger i hele modelleringsperioden 1990-2007. Disse landbrugsarealer blev modelleret med et typisk sædskifte, hvor det blev valgt at anvende sædskiftet fra jordvandsstation nr. 5, idet det gennemsnitlige forbrug af handels- og husdyr-gødning nogenlunde svarede til forbruget for hele oplandet. Dette sædskifte blev modelleret med jordopsætninger fra jordvandsstation nr. 2, idet den gennemsnitlige perkolation for denne station svarer til gennemsnittet for de 6 jordvandsstationer.

For et typisk landbrug er den gennemsnitlige perkolation 336 mm/år, som ligger tæt på den gennemsnitlige perkolation på 327 mm/år for de 6 jordvandsstationer.

For nåleskov er den aktuelle fordampning 596 mm/år. Det er i god overensstemmelse med fordampningen og perkolationen fra andre danske nåleskove, figur 7.2. På figuren ses, at fordampningen og perkolationen fra nåleskov er i overensstemmelse med målinger fra andre danske nåleskove.

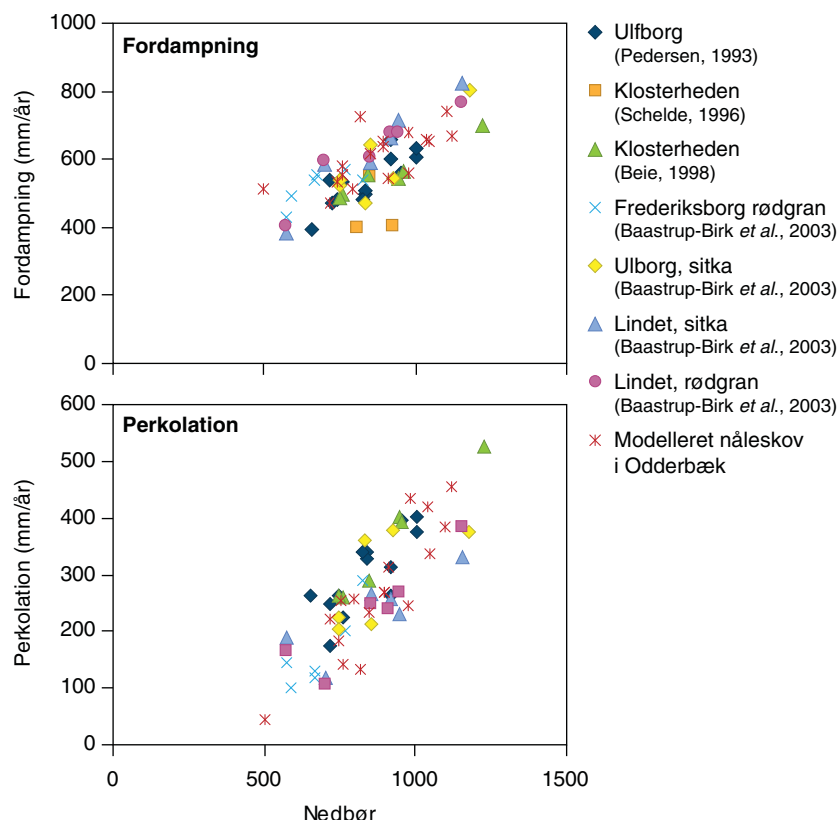
For naturarealer, som omfatter hede, overdrev, lav bevoksning, svarer afstrømningen til de veldrænede omdriftsjorde på station 1, 2 og 5.

Den aktuelle fordampning fra mose er opgjort til 113 % af referencefordampningen, hvilket er på samme niveau som i Plauborg et al., (2002), som opgør fordampningen til 120 % af referencefordampningen.

Tabel 7.4. Vandbalance for jordvandsstationer i Odderbæk oplandet. Gennemsnit for perioden 1990/91-2002/03 opgjort på agrohydrologisk år.

Arealanvendelse	Jordprofil fra Jordvands-station	Nedbør Mm/år	Vanding mm/år	Ref_Ep mm/år	Pot_Ep mm/år	Ea mm/år	Afstrømning mm/år
Landbrug	1	864	0	580	642	547	323
Landbrug	2	864	0	580	638	479	389
Landbrug	3	864	0	580	643	637	228
Landbrug	4	864	0	580	653	543	324
Landbrug	5	864	0	580	636	531	342
Landbrug	6	864	0	580	646	510	358
Gennemsnit	1-6	864	0	580	643	541	327
Typisk landbrug	5	864	0	580	640	532	336
Nåleskov	2	864	0	580	1015	596	271
Græs på bebyggelse	2	864	0	580	667	506	360
Naturarealer	2	864	0	580	666	505	361
Mose	Humus (STH)	864	0	580	676	655	209

Figur 7.2. Modelleret fordampning og perkolation fra nåleskov sammenlignet med målinger fra danske undersøgelser.



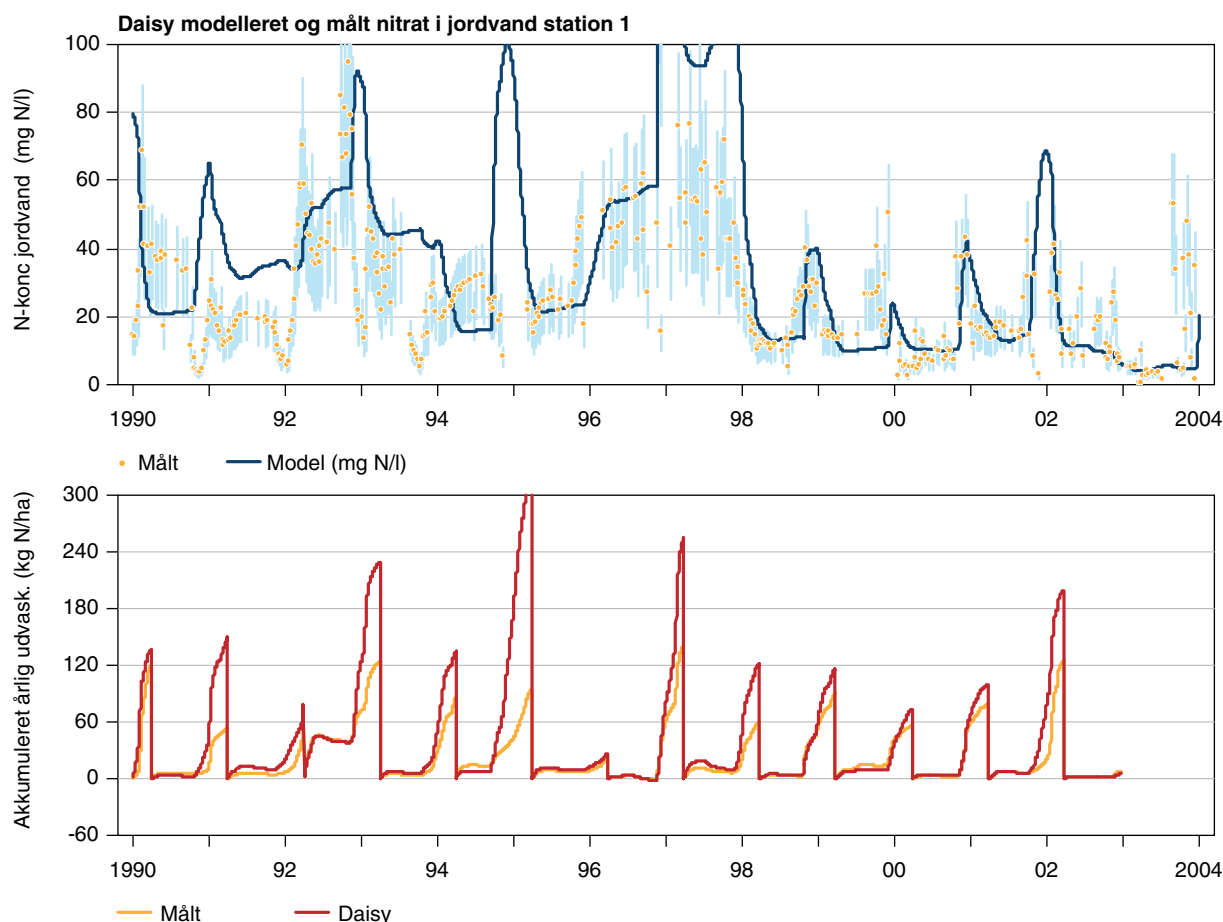
7.4 Kvælstofomsætning og -balance på jordvandsstationerne

Først gives en gennemgang af de enkelte stationer med hensyn til modellerede udbytter og kvælstofkoncentrationer, hvorefter den overordnede kvælstofbalance gennemgås.

7.4.1 Hvor godt modelleres N indholdet i jordvandet og afgrødeudbytterne

Jordvandsstation 1

På jordvandsstation 1 følger de Daisy simulerede N-koncentrationer i 1 m dybde nogenlunde pænt dynamikken i de målte koncentrationer (figur 7.3). I 3 år, året efter de to tørre år 1992, 1996 samt i 1995, overestimerer Daisy N-koncentrationen væsentlig. I 1995 kan de høje modellerede N-koncentrationer skyldes, at landmanden har oplyst at roerne har fået 45 ton gylle/ha i efteråret samt 40 tons/ha i foråret, hvor en af tildelingerne måske ikke fandt sted. Ejendommen har meget husdyrgødning, idet husdyrtætheden er på 2.0 DE/ha. Der er andre marker på ejendommen, der ligeledes har fået samme store mængder af husdyrgødning. Desuden er der en periode på 3-4 måneder med meget frost, hvor der ikke kunne tages prøver ud til måling af nitratkoncentrationer i jordvandet. Herved kan der være høje N-koncentrationer i jordvandet, der ikke er blevet målt. Dette år er derfor udeladt i de gennemsnitlige estimater i afsnit 7.2.2.



Afgrøde	Roer	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Roer	Vårbyg	Majs	Vårbyg	Vihvede	Vårbyg	Havre	Vihvede	Vårbyg	Gns.
År	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	
Høstet DMU	175	139	67	96	169	109	158	66	160	170	151	140	120	132
Oplyst høst	155	171	45	89	131	127	125	244	155	237	89	112	109	138

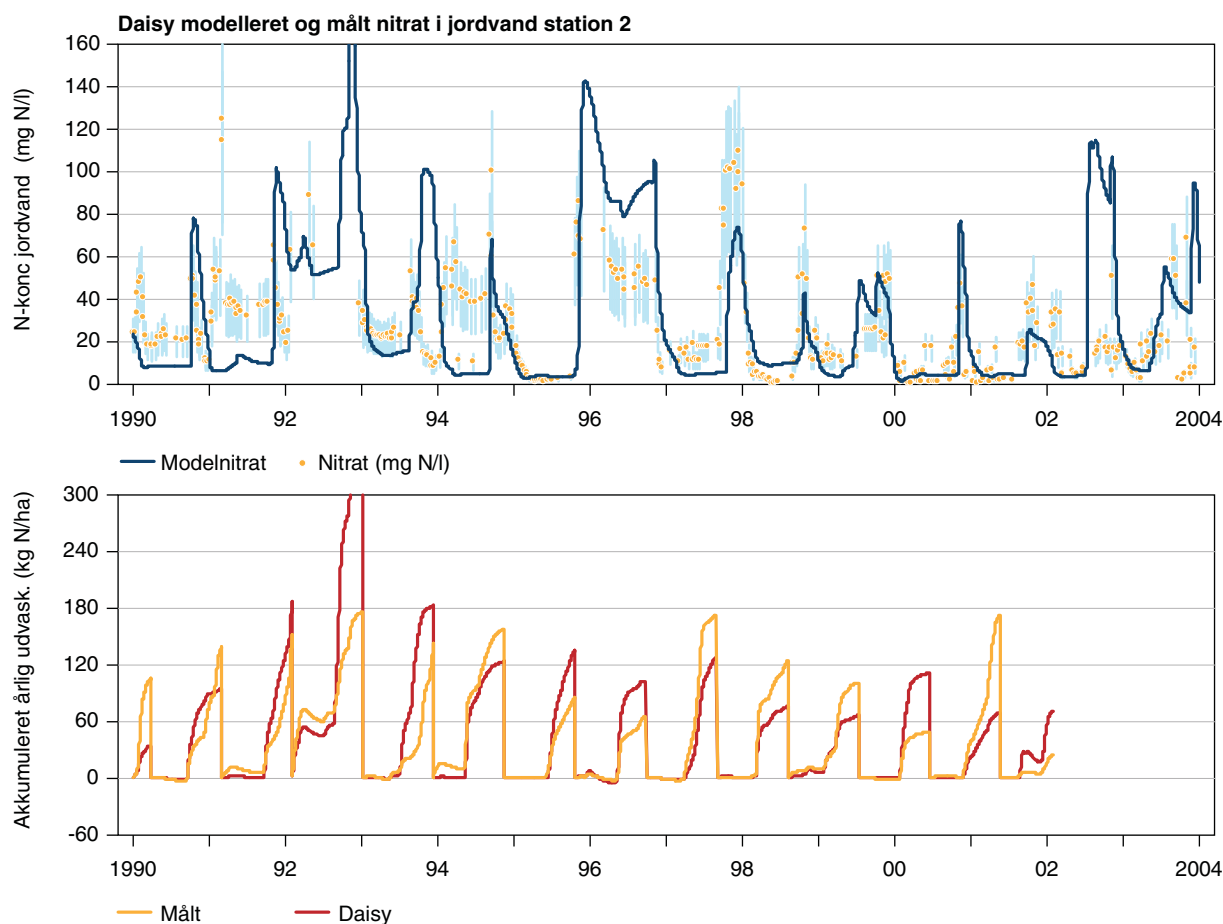
Figur 7.3. Daisy-modelleret og målt N-koncentration i 1.0 meters dybde for jordvandsstation 1 (øverste figur). Lyseblå linier angiver 95 % konfidensinterval for den målte N-koncentration. Nederste figur viser Akkumuleret N-udvaskning for agrohydrologiske år, mens tabellen viser Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.

De gennemsnitlige modellerede udbytter på 132 kg N/ha svarer nogenlunde til det oplyste N-udbytte på 138 kg N/ha, men der er store år-til-år-varationer, som især er udpræget for år med vårbyg med udlæg. I 1990, 1994 og i 1996 er den modellerede udbyttet væsentligt højere end det oplyste og omvendt, når der er vårbyg med udlæg i 1991, 1997 og 1999.

Jordvandsstation 2

På jordvandsstation 2 følger de Daisy-simulerede N-koncentrationer i 1 m dybde pænt dynamikken i de målte koncentrationer (figur 7.4). Daisy simulerer meget høje N-koncentrationer i efteråret 1992 i en periode, hvor der ingen målinger er af jordvandet. Da marken har fået forholdsvis meget husdyrgødning, 309 kg N/ha, ville N-koncentrationen i jordvandet formentlig også have været høj. Dette år udelades i de gennemsnitlige estimater i afsnit 7.2.2.

På station 2 overestimerer Daisy N-koncentrationen i 5 år, alle er år efter forholdsvis tørre år, 1992, 1993, 1996, 1997 og 2001. Fælles for disse år er, at det modellerede udbytte er underestimeret enten pga. af det tørre år, eller fordi Daisy ikke er god til at simulere udbyttet for vårbyg med udlæg.



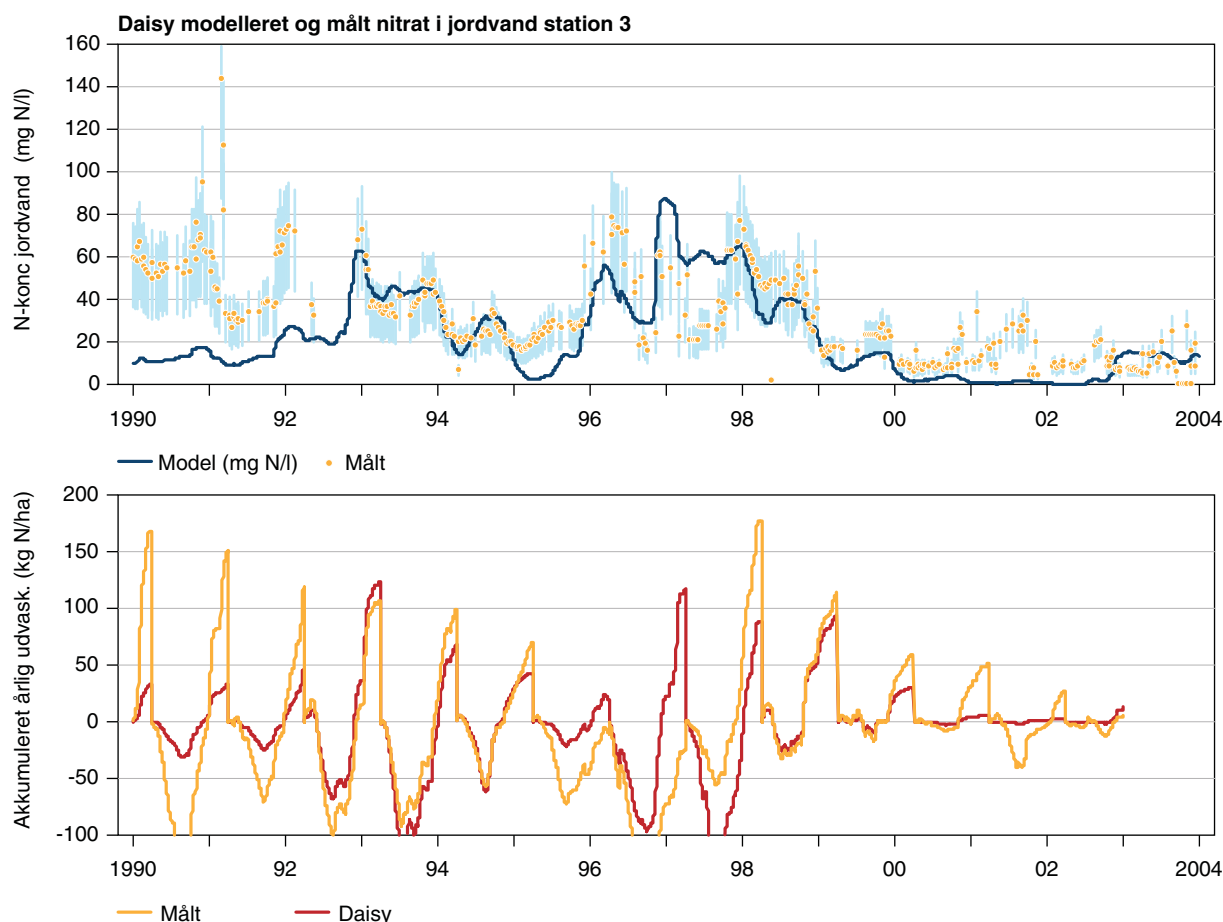
Afgrøde	Vårbyg	Vårbyg	Roer	Vårbyg	Ært	Vihvede	Vårbyg	Vihvede	Rug	Havre	Vihvede	triticale	Majs	Gns
År	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	
Høstet DMU	129	117	71	105	135	88	56	98	116	134	169	112	156	114
Oplyst høst	167	171	125	121	174	150	192	127	95	81	129	99	195	140

Figur 7.4. Daisy-modelleret og målt N-koncentration i 1.0 meters dybde for jordvandsstation 2 (øverste figur). Lysblå linier angiver 95 % konfidensinterval for den målte N-koncentration. Nederst figur viser Akkumuleret N-udvaskning for agrohydrologiske år, mens tabellen viser Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.

Jordvandsstation 3

På station 3 følger de Daisy simulerede N-koncentrationer i 1 m dybde også meget pænt de målte koncentrationer (figur 7.5), dog ikke i 1997 som er efter det tørre år i 1996.

De Daisy-simulerede N-udbytter er generelt for høje for alle år, hvilket tyder på, at denitrifikationen er underestimeret, eller at der opbygges for lidt i den organiske pulje, hvor der er modelleret en gennemsnitlig årlig nedgang på 5 kg N/ha/(tabel 7.5).



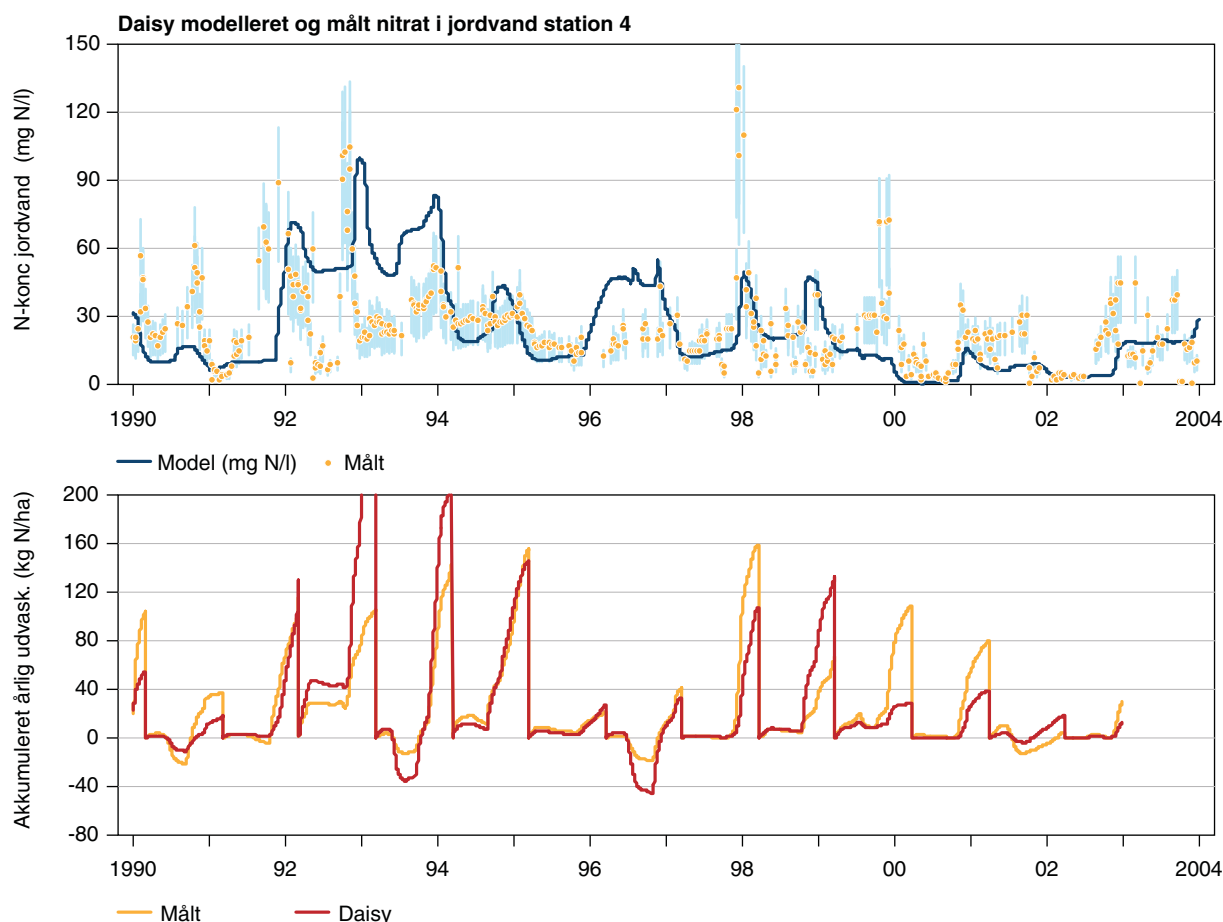
Afgrøde	Vårbyg	Vårraps	Vihvede	Vårbyg	Vårbyg	Ært	Vihvede	Vihvede	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Havre	Gns
År	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	
Daisy mod. høst	121	95	68	140	137	276	165	187	130	118	144	151	101	147
Oplyst høst	126	74	99	88	143	121	111	66	81	65	102	78	114	97

Figur 7.5. Daisy-modelleret og målt N-koncentration i 1.0 meters dybde for jordvandsstation 3 (øverste figur). Lyseblå linjer angiver 95 % konfidensinterval for den målte N-koncentration. Nederste figur viser Akkumuleret N-udvaskning for agrohydrologiske år, mens tabellen viser Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.

Jordvandsstation 4

På station 4 er de Daisy simulerede N-koncentrationer på samme niveau som de målte, men der er stor variation i år-til-år-dynamikken (figur 7.6).

De simulerede N-koncentrationer er for høje i året efter ompløjning af græs i 1992 og efter vårbyg med udlæg i 1993. Generelt er det vanskeligt at simulere afgræsningsgræs, idet afgræsningen og udbindingen varierer hen over marken. Årene 1998 og 1999 er ligeledes år efter græs benyttet både til slet og afgræsning, men her rammer Daisy ikke en høj N-koncentration i efteråret 1997, hvilket kan skyldes den førømtalte heterogenitet både i afgræsning, og hvordan urin og gødning efterlades på marken.



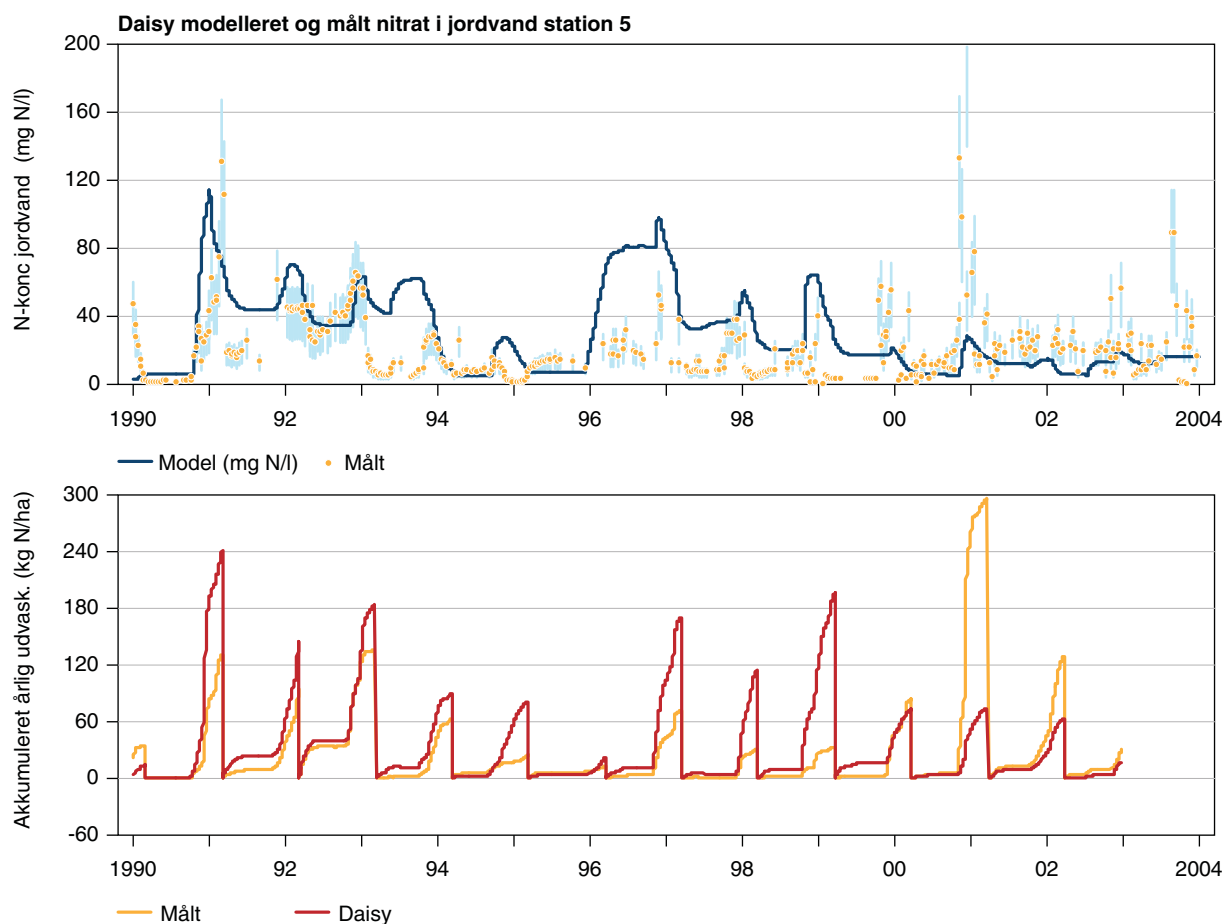
Afgrøde	Vårbyg	Græs	Græs	Vårbyg	Roer	Vårbyg	Vårbyg	Græs	Græs	Vårbyg	Vihvede	Vårbyg	Kartofler	Gns
År	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	
Daisy mod. høst	109	199	149	107	147	88	158	182	275	141	160	129	116	151
Oplyst høst	142	154	138	119	203	160	157	280	261	105	134	122	135	162

Figur 7.6. Daisy-modelleret og målt N-koncentration i 1.0 meters dybde for jordvandsstation 4 (øverste figur). Lyseblå linjer angiver 95 % konfidensinterval for den målte N-koncentration. Nederste figur viser Akkumuleret N-udvaskning for agrohydrologiske år, mens tabellen viser Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.

Jordvandsstation 5

På station 5 er toppe i Daisys simulerede N-koncentrationer nogenlunde pæne frem til 2000, mens de lave koncentrationer ikke simuleres (figur 7.7). Også for denne station simulerer Daisy for lave udbytter i det tørre år 1996, hvorved N-koncentrationen det efterfølgende år simuleres for høj. I perioden 2000-2003 dyrkes der majs, her er de simulerede N-koncentrationer for lave.

De gennemsnitlige modellerede udbytter er på 160 kg N/ha, hvilket svarer til det oplyste N-udbytte på 163 kg N/ha, men der er store år-til-år-variationer, især for vinterhvede og vårbyg med udlæg.

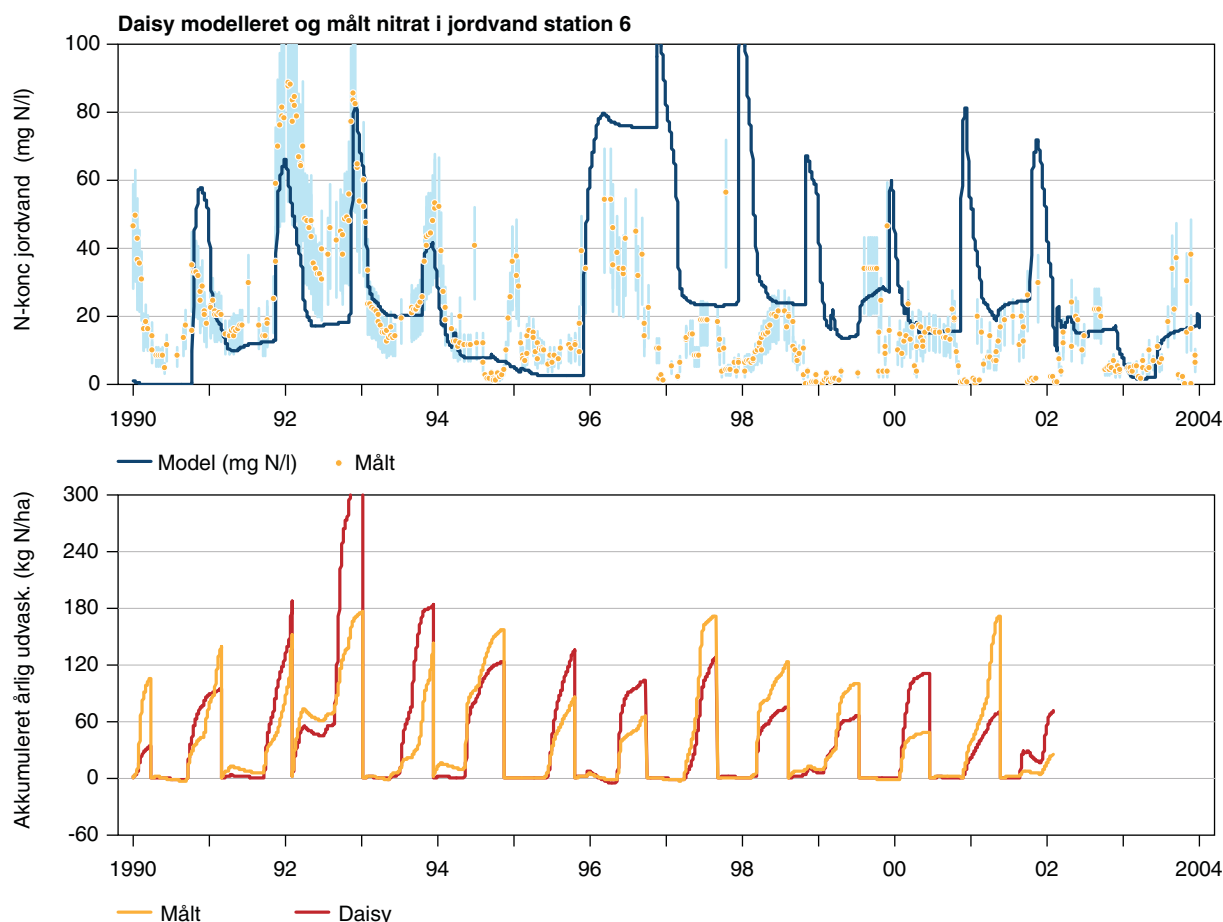


Afgrøde	Græs	Roer	Ært	Vihvede	Vårbyg	Roer	Ært	Vihvede	Vårbyg	Vårbyg	Majs	Majs	Majs	Gns
År	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	
Daisy mod. høst	279	170	95	145	127	150	116	137	155	177	175	173	184	160
Oplyst høst	373	139	113	154	135	113	115	133	124	130	195	199	195	163

Figur 7.7. Daisy-modelleret og målt N-koncentration i 1.0 meters dybde for jordvandsstation 5 (øverste figur). Lyseblå linjer angiver 95 % konfidensinterval for den målte N-koncentration. Nederste figur viser Akkumuleret N-udvaskning for agrohydrologiske år, mens tabellen viser Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.

Jordvandsstation 6

På station 6 følger de Daisy simulerede N-koncentrationer de målte værdier frem til 1996, men herefter dyrkes der vårbyg med udlæg, hvorved de simulerede N-koncentrationer bliver væsentligt højere end de målte koncentrationer (figur 7.8). De Daisy-simulerede udbytter for vårbyg med udlæg for perioden 1996-2003 er på 98-223, hvilket er lidt lavere end de oplyste N-udbytter på 169-232 kg N/ha, mens udbytterne for det tørre år 1996 er på samme lave niveau. De høje Daisy-simulerede N-koncentrationer for 1997-2002 kan ikke forklares med for lave udbytter alene. Mulige forklaringer kan være, at omsætningen af udlægsgræsset eventuelt er for hurtigt, eller at tilførsel af husdyrgødning i henhold til husdyrgødningens normtal er overvurderet.



Afgrøde	Vihvede	Vårraps	Vårbyg	Ært	Brak	Vihvede	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Vårbyg	Gns
År	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	
Daisy mod. høst	105	76	31	139	0	92	98	138	193	223	195	183	154	125
Oplyst høst	105	69	36	149	0	146	232	169	205	216	217	217	205	151

Figur 7.8. Daisy-modelleret og målt N-koncentration i 1.0 meters dybde for jordvandsstation 6 (øverste figur). Lyseblå linjer angiver 95 % konfidensinterval for den målte N-koncentration. Nederste figur viser Akkumuleret N-udvaskning for agrohydrologiske år, mens tabellen viser Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.

Generel sammenhæng mellem Daisy-simuleret og målt N-koncentration i jordvand

Samlet for jordvandsstationerne ses, at de Daisy-simulerede N-koncentrationer for de fleste stationer og år nogenlunde svarer til de målte koncentrationer. Men der fremkommer store afvigelser imellem årene og især efter forholdsvis tørre år, år efter vårbyg med udlæg og slet- og afgræsningsgræs.

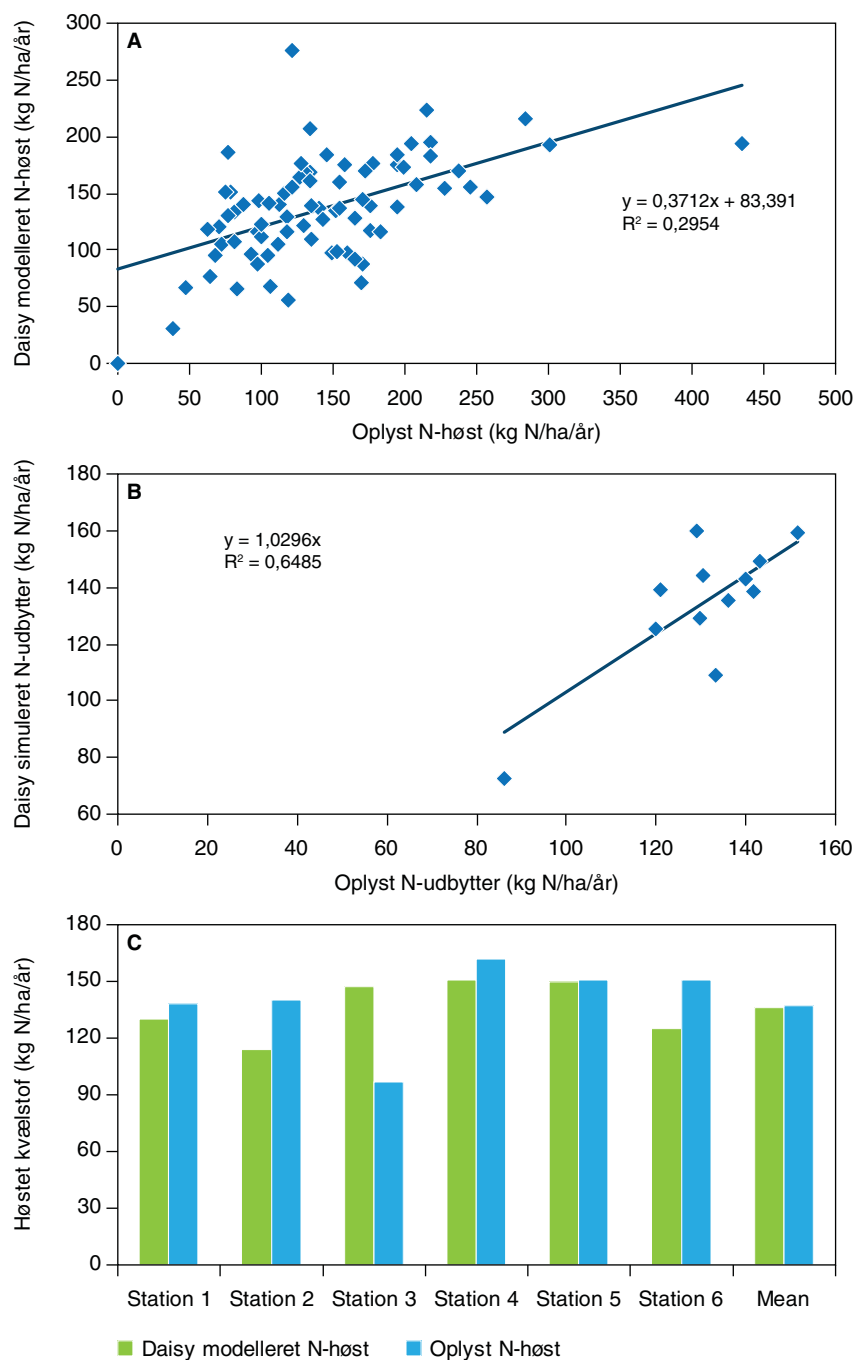
Høstudbytterne generelt

For de 6 jordvandsstationer med landbrug blev der som gennemsnit modelleret et årligt høstudbytte på 135 kg N/ha for hele perioden 1990-2003, hvilket svarer til de gennemsnitlige oplyste udbytter på 137 kg N/ha.

Af figur 7.9 ses, at der er en rimelig god overensstemmelse ($r^2 = 0,65$) mellem de modellerede og oplyste udbytter opgjort som gennemsnit for de 6 stationer med undtagelse af det tørre år 1992. Derimod er der nogen mindre relation når udbytterne sammenholdes for hver enkelt årsobservation ($r^2 = 0,30$). Daisy vil kunne simulere de enkelte år bedre, hvis der blev kalibreret mere detaljeret på de organiske puljer og udbytterne de enkelte år. Hvis dette detaljerede kalibreringsmetode var blevet an-

vendt ville vi ikke få viden om hvor godt Daisy kunne simulere ud fra en overordnet kalibrering, og opskalleringen ville formentlig blive mere usikker, hvis planteproduktionen blev kalibreret meget detaljeret. Umiddelbart vurderes, at udbyttene er forholdsvis godt simuleret, idet der kun er foretaget en overordnet kalibrering af korn, og at man derfor må forvente en vis variation for enkelte år. Af figur 7.9C ses at der er en vis variation i udbytte simuleringen for de enkelte stationer. Station 1, 4, og 5 rammer Daisy det gennemsnitlige oplyst mængde for perioden 1990-2003, men der er større afvigelse for station 2, 3 og 6. Den største afvigelse ses for station 3, som er en humusholdig jord. Her tyder det som før nævnt under station 3, at der er en stor denitrifikation, som konkurrerer om kvælstoffet således at planterne ikke kan optage det.

Figur 7.9. Årlige modellerede og oplyste høstudbytter for perioden 1990-2003, A) Alle år. B) Gennemsnit for hvert år hvor n= 6 jordvandsstationer. C) Gennemsnit af hver jordvandsstation.



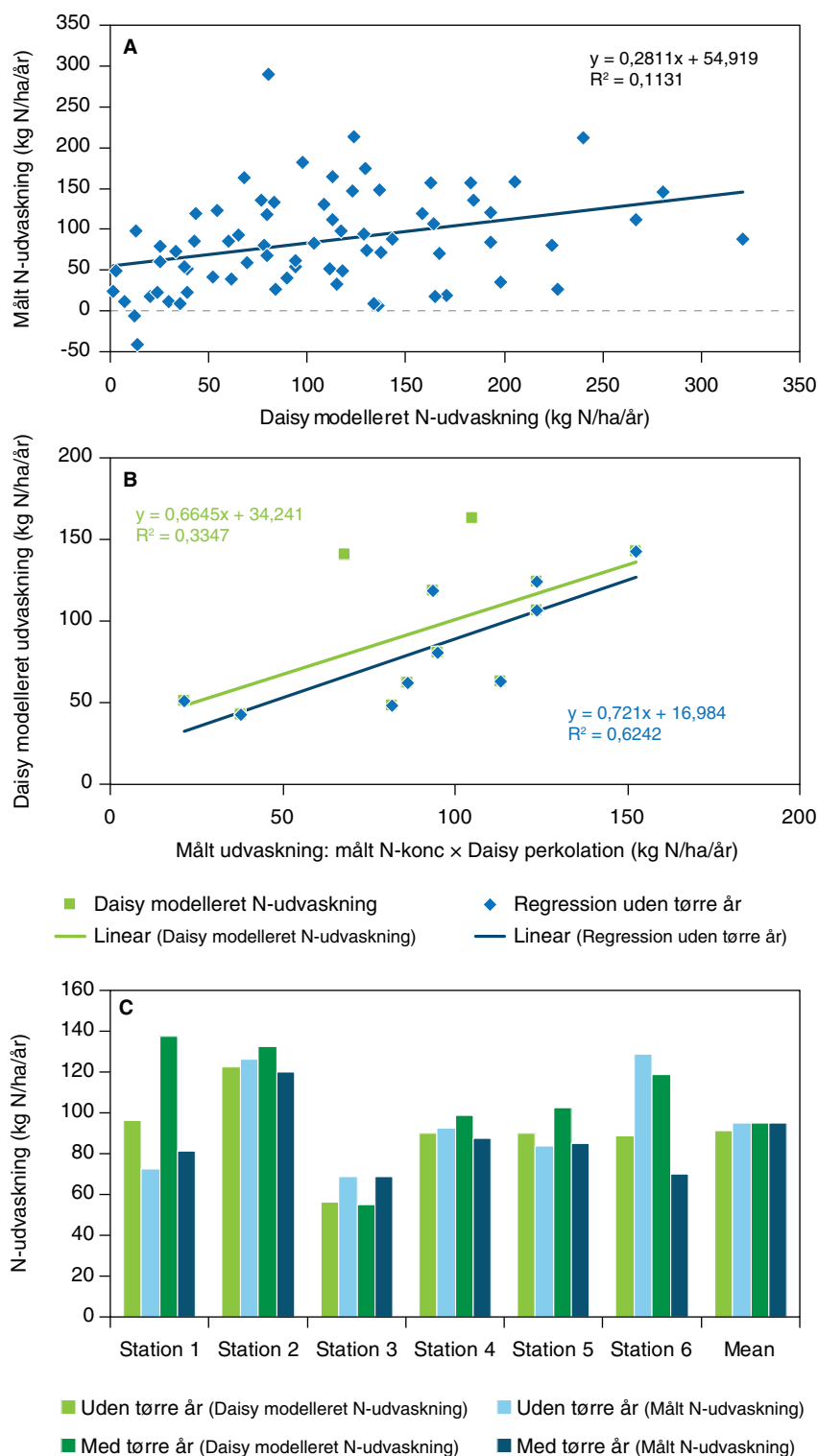
Kvælstofudvaskningerne generelt

For de 6 jordvandsstationer med landbrug blev der som gennemsnit modelleret en årligt N-udvaskning på 91 kg N/ha for hele perioden 1990-2003, hvilket er 4 kg N/ha mindre end den gennemsnitlige målte udvaskning på 95 kg N/ha/år (opgjort med Daisy beregnet perkolation og målte N-koncentrationer i jordvand)(tabel 7.5). Sammenligningen er foretaget uden de tørre år fordi de lave simulerede udbytter for disse år giver en urealistisk høj N-udvaskning året efter.

Af figur 7.10A ses at ringe relationen mellem Daisy modelleret og målt N-udvaskning hvor hvert år er med som en enkelt observation ($r^2=0,11$). Til gengæld er der en rimelig god overensstemmelse ($r^2=0,62$) mellem den modellerede og målte N-udvaskning, når udvaskningerne summeres for hvert år, hvor hvert år et gennemsnit af de 6 jordvandsstationer,

de to tørre år, 1992 og 1996 er ikke taget med (figur 7.9B). For hver jordvandsstation er den Daisy simulerede og målte udvaskning opgjort som et gennemsnit for perioden 91/92-02/03, både med og uden de tørre år. Vi vurderer, at udvaskningsniveauerne er nogenlunde pænt simuleret med Daisy, på nær de tørre år, og at der må forventes år med stor variation, idet Daisy kun er kalibreret på et overordnet niveau, og input data i nogle sammenhænge ikke altid dækker variationer i husdyrgødningens N-indhold, afgræsningsdynamik, jordens heterogenitet m.v.

Figur 7.10. Årlige modellerede og målte N-udvaskninger for hydrologiske år i perioden 1991/92-2002/03. A) Alle observationer pr år. B) Gennemsnit for hvert år, n=6 jordvandsstationer, trendlinje for alle år og for alle år uden de tørre år 1992/1993 og 1996/1997. C) Gennemsnit for hver jordvandsstation opgjort med alle år og uden tørre år.



Humus- og mosejord

Ved vurderingen af den valgte opsætning for humus- og mose-jorden er anvendt landbrugspraksis og jordvandsmålinger fra station 3, som ligger i udkanten af det tidligere moseområde. Der beregnes en gennemsnitlig årlig udvaskning på 25 kg N/ha, en denitrifikation på 66 kg N/ha og en kvælstofoptagelse for afgrøderne på 166 kg N/ha. Den betydelige denitrifikation skyldes det høje grundvandsspejl, hvilket også betinger et højt modelleret udbytte. Der beregnes en frigivelse af kvælstof fra jorden på 54 kg N/ha.

7.4.2 Kvælstofbalancen i modelopsætningerne

Landbrugsjorden

Af ovenstående ses der ikke nogen entydig sammenhæng i afvigelser mellem simulerede og målte N-koncentrationer. Afvigelserne kan skyldes de tørre år 1992 og 1996, højt humusindhold, højtliggende grundvandsspejl, specifikke afgrøder som vårbyg med udlæg eller høj tilførsel af husdyrgødning.

Tildelingen af handelsgødning på jordvandsstationerne er på gennemsnitligt 81 kg N/ha for perioden 1990-2003 og varierer mellem 49 og 121 kg N/ha. Tildelingerne af husdyrgødning er forholdsvis høje, gennemsnitligt 162 kg N/ha/år med en variation fra 136 til 230 kg N/ha/år (tabel 7.5). Den totale kvælstoftilførsel varierer mellem 243 og 310 kg N/ha/år, hvilket afspejler sig i en gennemsnitlig udvaskning på 105 kg N/ha. Laveste udvaskning på 55 kg N/ha forekommer på station 3, hvor denitrifikationen er forholdsvis høj, 31 kg N/ha/år. Størst udvaskning forekommer på station 1, hvor gødningstilførslen er størst. Det modellerede høstudbyttet ligger på ca. 150 kg N/ha for station 2, 3 og 4 og mellem 114 og 130 på de øvrige stationer.

Fem af jordvandsstationerne ligger på jorde med et forholdsvis højt humusindhold på mellem 3,7 og 7 %, mens station 5 har et relativt lille humusindhold på 2,6 % (tabel 7.1), hvilket svarer til det generelle niveau for dansk landbrugsjord. Den høje tilførsel af husdyrgødning og allokering af en stor del af den organiske pulje til at være inert medfører en stigning i den organiske N-pulje på gennemsnitlig 6 kg N/ha, hvilket er forventet taget jordtype og de store tildelinger af husdyrgødning i betragtning.

Jordvandsstation 3, 4 og 6 ligger på jord med et forholdsvis højt grundvandsspejl. Kombinationen af et højt humusindhold i jorden, store tildelinger af husdyrgødning, græsafgrøder og for 3 af de 6 stationer et højt grundvandsspejl medfører en forholdsvis høj denitrifikation, som gennemsnitligt udgør 14 kg N/ha for de 6 jordvandsstationer.

Tabel 7.5. Gennemsnitlig modelleret N-balance (kg N/ha) for hver af de 6 jordvandsstationer for perioden 1990/91-2002/03, opgjort for agrohydrologiske år.

	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	Gennemsnit
Handelsgødning	60	49	66	121	84	106	81
Husdyrgødning	230	167	136	136	151	151	162
Deposition	16	16	16	16	17	16	16
N-fixering	0	8	20	0	24	6	10
Såsæd	4	4	5	3	4	4	4
Total N-input	310	245	243	276	278	283	273
NH3 fordampning	17	13	10	13	9	10	12
N-udvaskning	139	129	55	92	95	119	105
N-udvaskning uden tørre år	96	123	56	90	90	89	91
N-udvaskning (målt*Daisy afst.)	72	126	69	93	84	129	95
Denitrifikation	13	7	31	15	12	5	14
N2O (nitrifikation)	6	5	4	6	5	5	5
Høstet modelleret	130	114	147	151	150	125	136
Oplyst N-udbytte	138	140	97	162	151	151	137
Total N-output	308	268	247	276	372	264	272
Ændring i organisk N i jorden	12	-8	-5	5	11	18	6
Ændring i uorganisk N i jorden	-10	-14	0	-4	-5	1	-5
N-balance	0	0	0	0	0	0	0

* to tørre år henholdsvis 1992/93 og 1996/1997 er ikke med i gennemsnittet, idet udvaskningen for disse år blev væsentlig overestimeret med Daisy

8 Processen for oplandsmodelleringen

Til oplandsmodelleringen skal der samles et sæt af oplandskort vedrørende:

- Arealanvendelse
- Markkort (i kort for hvert år)
- Jordbeskrivelse
- Dræning og grundvandsforhold.

Dette kortmateriale stemples sammen, og der lægges et gridnet ned over det nye kort. Daisy er som nævnt i kapitel 6 en søjle model, men ved at køre Daisy for hvert enkelt gridpunkt bliver det muligt at udbrede modelleringen til hele oplandet.

Oplandsmodelleringen foretages for perioden 1990-2007. I dette kapitel gennemgås del-elementerne hver for sig, mens resultaterne af modelleringen præsenteres i næste kapitel.

8.1 Klima til oplandsmodelleringen

Der er anvendt klimadata fra perioden 1990-2007, hvor døgnedbør er et gennemsnit fra DMI's 10*10 km² grid 10.215 og 10.216, og temperatur og global indstråling er fra DMI's 20*20 km² grid 20.053. I klimafilen til Daisy er input beskrevet således, at Daisy foretager korrektion af nedbøren for vind og opfugtningstab med lækategori B ifølge håndtal for DMI's anbefalinger (Allerup et al., 1998).

8.2 Arealanvendelse og markkort

Som nævnt i kapitel 5 udarbejder Miljøcentrene i forbindelse med hvert års interviewundersøgelse et GIS-baseret markkort med markernes placering i oplandet. Til oplandsmodelleringen foreligger der et markkort for hvert år fra 1990 til 2007, dvs. 18 års markkort. Markkortene indeholder en attributtabel med oplandsnr., ejendomsnr. og marknr. for hver mark. Samme oplysninger findes i AGRI-databasen for de indberettede interviewdata for afgrøder, gødningsforbrug, udbytter og markoperationer.

For nogle marker og år var der ikke sammenhæng mellem optegnelser i markkortene og i AGRI-databasen, hvorfor DMU har foretaget en grundig gennemgang af datamaterialet. De manglende årgange blev konstrueret ud fra de nærmeste årgange og amtets interviewskemaer, samt markkort fra hver ejendom på papir. Ved uoverensstemmelser mellem oplysninger i ejendomsnr. og marknr mellem markkort og tilsvarende data i AGRI-databasen blev det antaget, at data indtastet i AGRI-databasen var de korrekte. Disse data kommer igennem en kvalitetskontrol med hensyn til markkronologi og historik, når dataene anvendes til de årlige afrapporteringer i NOVANA, og rettelserne i marknummerringen i AGRI-databasen bliver ikke altid konsekvensrettet tilbage til

markkortene. På trods af den grundige gennemgang er der stadig uidentificerede marker i markkortene i de enkelte år.

Efter gennemgang og revision af GIS-kortene blev der dannet et grundkort med indstempling af markgrænser for hvert år, således at hver resulterende polygon repræsenterer den mindste enhed af en mark, der deler et ubrudt tidsforløb i perioden 1990-2007. En tidsmæssig sammenhængende beskrivelse af afgrøder og markoperationer for marken kaldes her historik, dvs. at information om markens areal og landbrugspraksis kan findes for hvert år i hele perioden. Disse markstumper har fået tildelt en unik identifikation. Det er valgt, at marker med mere end 15 års historik skal medtages i Daisy modelleringen, mens marker med færre års historik er frasorteret i resultatkortet. Samtidig blev markstumperne afgrænset til den topografiske oplandsgrænse, så kun markstumper inden for oplandsgrænsen indgår i analysen.

Vi har valgt, at der må mangle 3 års data i markhistorikken, hvor afgrøder og gødning erstattes af en standard vårbyg med normtilførsel af gødning.

For de arealer, hvor der mangler landbrugsdata for mere end 3 år, har vi som førnævnt valgt at modellere sædskiftet med en 'typisk landbrug', som er valgt at være landbrugspraksis for jordvandsstation 2, idet det gennemsnitlige gødningsforbrug for denne station svarer til det gennemsnitlige forbrug for oplandet. Sædskiftet er modelleret med jordopsætningen fra jordvandsstation 5, idet denne station har en gennemsnitlig perkolation, der er tæt på gennemsnittet for de 6 jordvandsstationer.

Landbrug dækker ikke hele oplandet, derfor er markkortene 'fyldt ud' med den øvrige arealanvendelse (anført ved AIS-koder). Dette øvrige areal håndteres særskilt i oplandsmodelleringen (beskrives senere i dette kapitel).

8.3 Jordbunden i oplandet

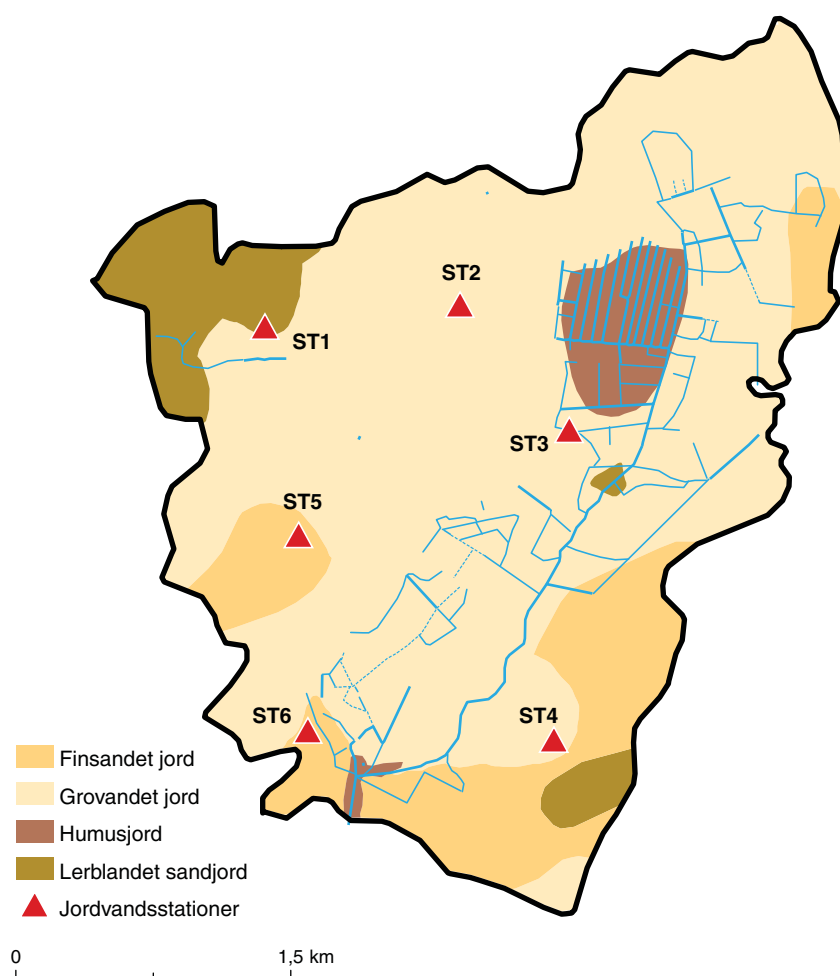
I kapitel 7 er det beskrevet, hvorledes vi har sat Daisy jordfiler op på baggrund af jordprofilbeskrivelser ved 6 jordvandsstationerne og ved yderligere 1 lokalitet med humusjord. Som udgangspunkt antages det, at hver jordprofil afspejler én jordtype/jordartsklasse, og at de fundne informationer derfor kan ekstraheres ud på de arealer i oplandet, der har samme jordtype/jordartsklasse.

Der er i vurderingen anvendt følgende 2 GIS-jordtemaer:

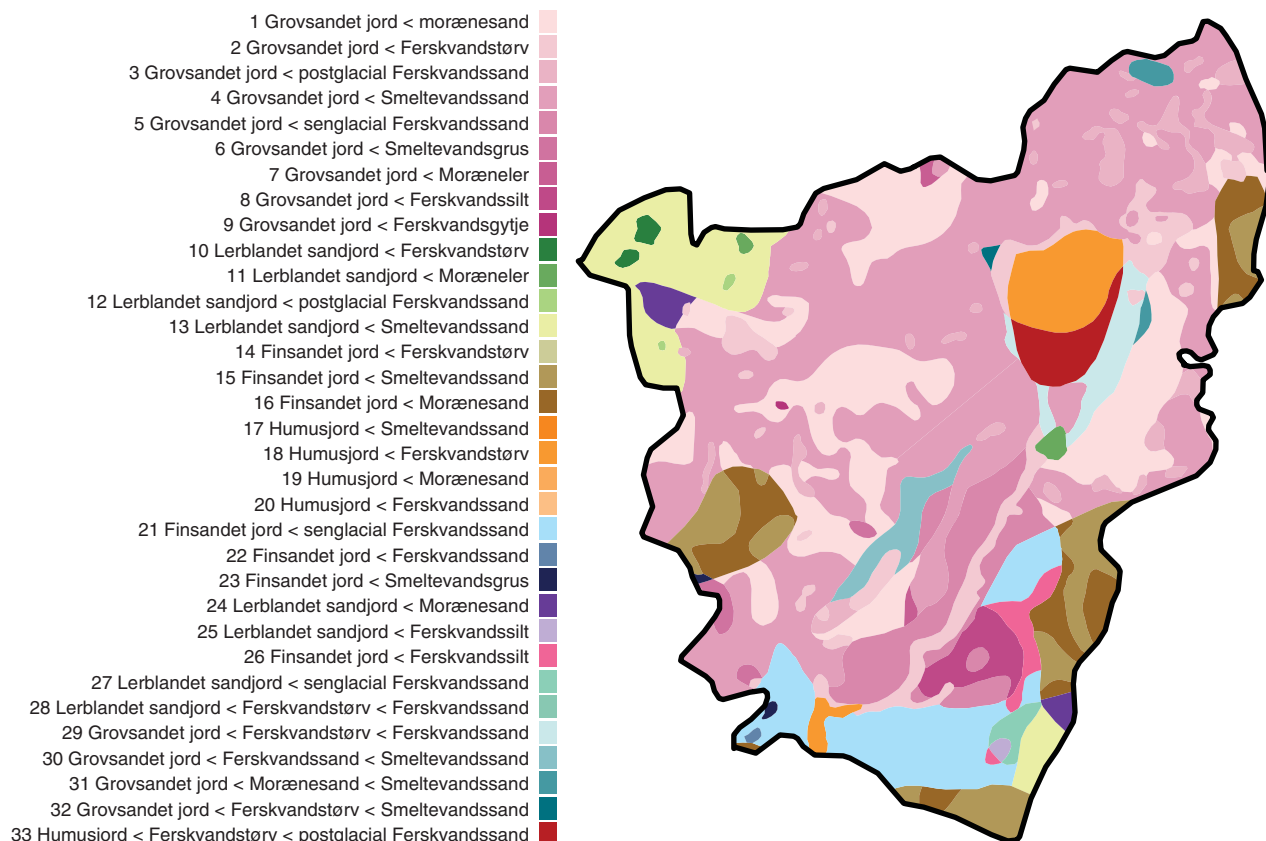
- Jordtypekort fra Danmarks Jordbrugsforskning (DJF) (1:50.000)
- Jordartskort fra GEUS (1:25.000).

Jordtypekortet (figur 8.1) repræsenterer topjorden. Det fremgår, at denne overvejende består af sandjord, hvor grovsand (FK 1) og finsand (FK 2) udgør henholdsvis 71 og 16 % af oplandets areal. Humusjord udgør 5 % af oplandets areal, og forekommer primært omkring moseområdet og omkring vandløbets udløb fra oplandet.

Figur 8.1. Jordtypeklassificering i oplandet til Oddebæk. Jordtypekort fra DJF.



Jordartskortet repræsenterer underjorden. Denne består overvejende af moræne- og smeltevandssand, som dækker henholdsvis 21 og 47 % af oplandet, mens post- og senglaciale sandaflejringer udgør henholdsvis 3 og 12 % af oplandet. Ferskvandssilt og -tørv udgør henholdsvis knap 3 og 2 % af oplandet (Bilag 2). Underjorden er forholdsvis heterogen i sin udbredelse, og kombinationen af overjorden fra jordklassificeringen og jordartskortet gav i alt 29 jordklasser (figur 8.2).

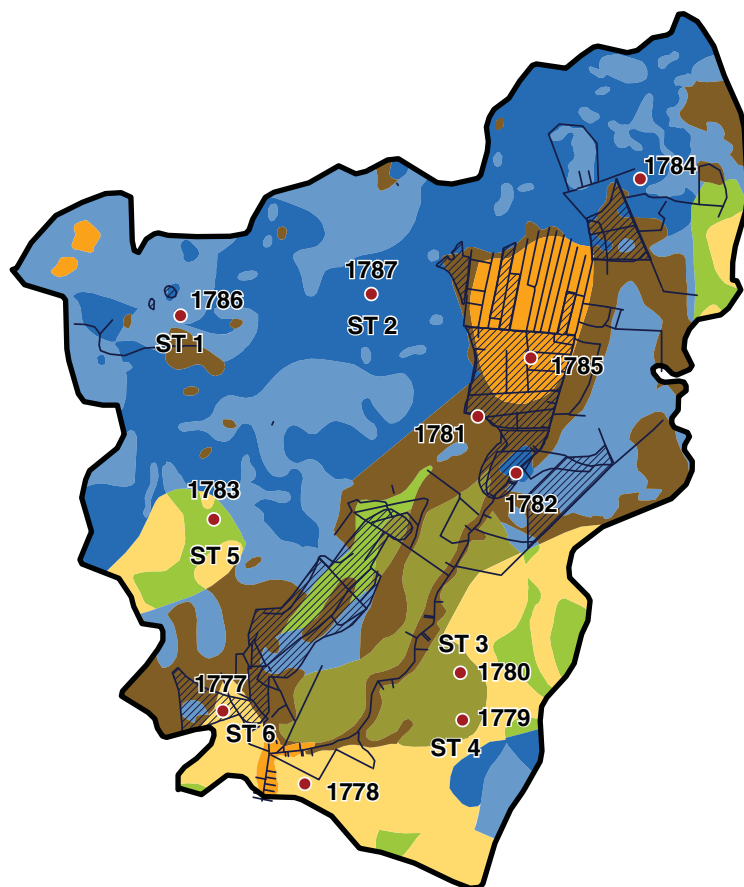


Figur 8.2. Kombination af jordtype og jordartskort.

OID	JVST Type	Areal	%
0	ST4	744.942	7
1	ST3	2.146.554	19
2	ST6	1.378.885	12
3	ST5	626.332	5
4	ST2	3.014.810	26
5	STH	561.166	5
6	ST1	2.962.908	26

Jordbund

ST1 ST3 ST5 STH
 ST2 ST4 ST6



Figur 8.3. Udbredelse af jordvandsstationer til jordklasser i oplandet til Odderbæk.

Hver af de fremkomne jordklasser har herefter fået tilknyttet en jordvandsstation og den tilsvarende Daisy jordopsætning (figur 8.3):

- Station 1 repræsenterer grovsandet overjord og morænesand i underjorden
- Station 2 repræsenterer grovsandet overjord og smeltevandssand, ferskvandssilt eller sand i underjorden på højjord
- Station 3 repræsenterer grovsandet overjord og ferskvandstørv i underjorden samt smeltevandssand omkring de to vandløbsgrene, hvor der er forholdsvis høj grundvandsstand
- Station 4 repræsenterer grovsandet overjord og ferskvandssilt eller sand i underjorden
- Station 5 repræsenterer finsandet overjord og morænesand i underjorden
- Station 6 repræsenterer finsandet overjord med henholdsvis smeltevandssand og ferskvands- sand eller silt i underjorden.
- Humusjorden repræsenterer humusjord i overjorden og ferskvandstørv i underjorden

En af klasserne, grovsandet jord over smeltevandssand, kunne repræsenteres af 2 jordvandsstationer. For at udnytte denne information blev denne klasse delt i en højlands- og en lavlandstype. En lang række af de nye klasser havde ikke nogen direkte relation til en eksisterende jordvandsstation. Disse klasser fik efter en vurdering tilknyttet den jordvandsstation, hvor jordens tekstur og dannelse dækkede klassen bedst, (se Bilag 2). Til humusjorden (STH) blev der som tidligere nævnt opsat en ny jordfil i Daisy med teksturdata målt fra en profilmåling, der ligger i moseområdet.

8.3.1 Bebyggede områder

I bebyggede områder er det antaget, at ca. 5 % af arealet er befæstet, hvilket er vurderet ud fra flyfoto. For det befæstede areal er det antaget, at den daglige fordampning udgør nedbøren, hvis nedbøren er under 2 mm, og at fordampningen udgør 2 mm, hvis døgnedbøren er 2 mm eller derover. For de øvrige 95 % af det bebyggede areal er vand og kvælstof modelleret med Daisy med vedvarende græs som bevoksning. I beregningen er det antaget, at arealet tildeles 40 kg N/ha hvert år.

8.4 Vandløb, grøfter og drænoplysninger i oplandet

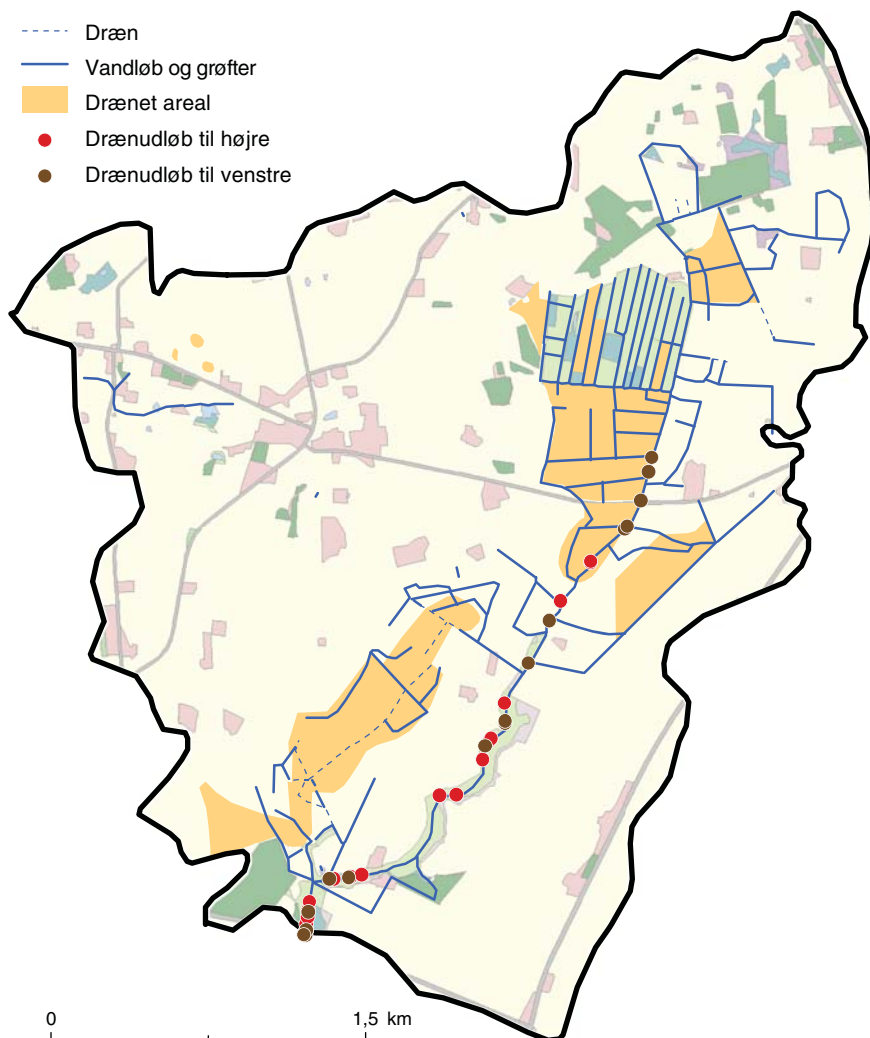
For at kunne modellere en god afstrømningsdynamik i vandløbet er det vigtigt, at kortlægningen af vandets transportveje er god. Hertil kræves gode kort og oplysninger over de områder, der er drænet eller grøftet.

Der blev derfor indsamlet information om dræning og afvanding af arealet fra følgende kilder:

- Drænkort fra Hedeselskabet (1992)
- Nordjyllands Amts registrering af drænudløb (figur 8.4)
- AIS-vandløbstema (2000) (figur 8.5)
- Høje Målebordblade fra geodætisk institut (ca. 1870) (Grøftesignatur) (figur 8.6).

I kortet fra De Høje Målebordsblade er der indtegnet de grøfter, der eksisterede i området tilbage i 1870, altså på et tidspunkt hvor dræningen ikke var særligt udbredt. Ved at tilføje disse grøfter til vandløbstemaet fra AIS og drænstrenge blev vandløb og grøftesystemet sammenhængende (figur 8.7), hvilket er en forudsætning for at kunne opnå en god transportvej for overfladevandet i oplandet.

Figur 8.4. Drænede arealer samt optegnelse af registrerede drænudløb i vandløbet for oplandet til Odderbæk.



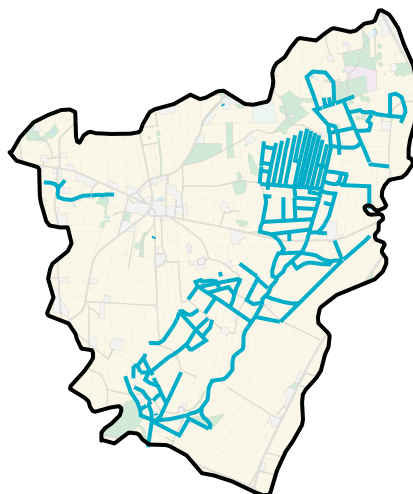
Figur 8.5. Vandløbstema fra AIS i Oddebækoplandet (Nielsen et al., 2000)



Figur 8.6. Grøfter fra Høje Målebordsblade ca. 1870 i Oddebækoplandet.



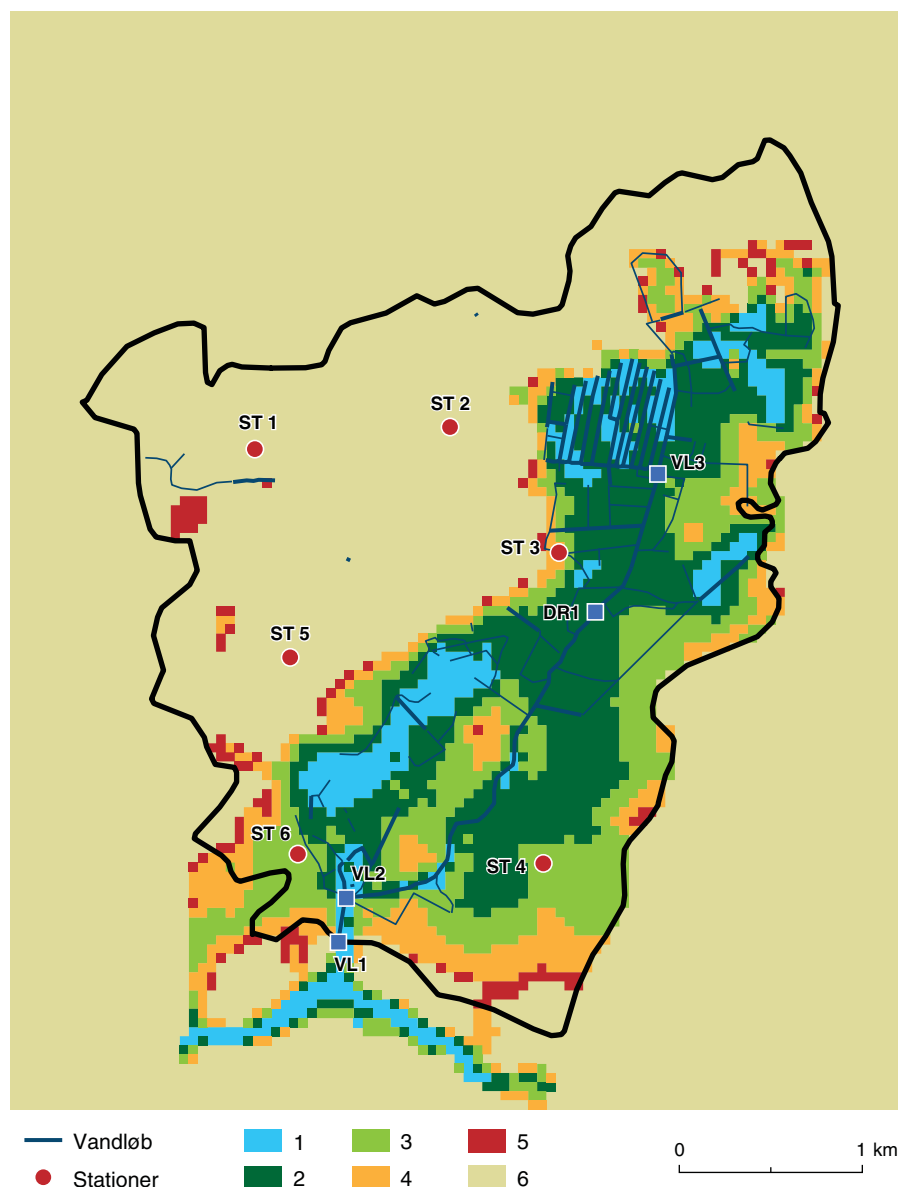
Figur 8.7. Sammenstilling af vandløbstema fra AIS, dræningslysninger og grøfter fra Høje Målebordsblade ca. 1870 i Oddebækoplandet.



8.5 Grundvandsspejlets beliggenhed

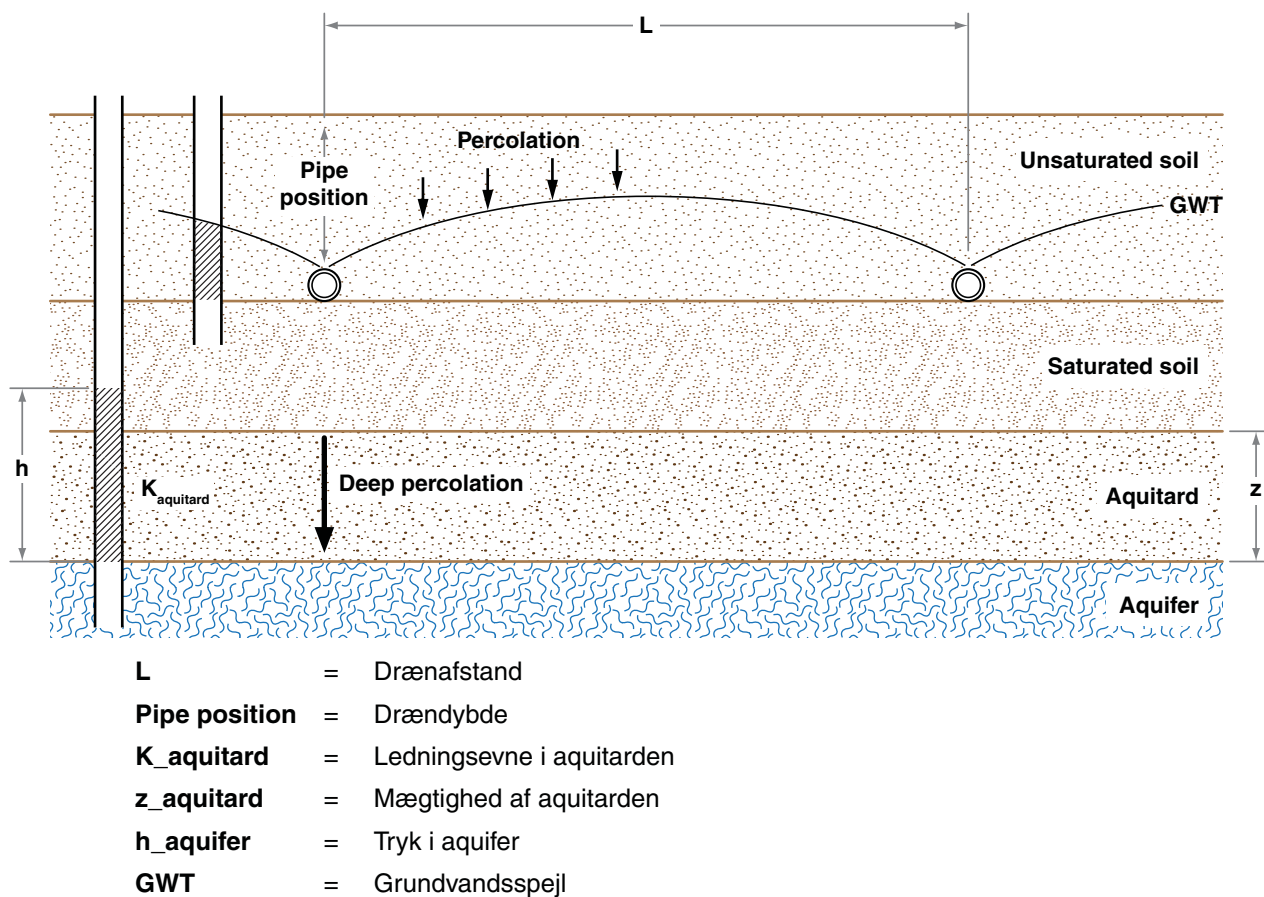
Daisy-modellen (umættet zone) og grundvandsmodellen MIKE-SHE (mættet zone) er ikke koblete. Derfor er det vigtigt, at overgangen fra Daisy (betegnet den nedre rand) svarer til grundvandsniveauet i MIKE-SHE. GEUS har derfor udarbejdet et kort over grundvandsniveauer for oplandet til Oddebæk, som blev anvendt i grundvandsmodelleringen, og som derfor også skal tilstræbes i Daisy (figur 8.8).

Figur 8.8. Kort over grundvandspejlets beliggenhed i oplandet til Odderbæk.



Grundvandskortet er inddelt i 6 grundvandsklasser (tabel 8.1). Højt grundvandsniveau forekommer i et område omkring vandløbet og på lavtliggende arealer (klasse 1-4), mens dybere grundvandsniveau forekommer på den højereliggende jord. I Daisy opnås et grundvandsspejl svarende til klasse 1-4 ved at indlægge en nedre rand med dræning, mens klasse 5-6 modelleres ved fri afdræning. Kortmateriale over drænede arealer viser imidlertid, at der kan være drænet inden for området med grundvandsklasse 6, derfor oprettes en yderligere klasse 7, der svarer til dokumenteret dræning. Grundvandsspejlet for jord og drænsætninger for drænkasse 1 og 4 fremgår af figur 8.9.

Definitionen af dræparametrene: drænafstand, drændybde, hydraulisk ledningsevne i det vandstandsende lag "Aquitard", mægtighed af aquitard og tryk af grundvand under aquitarden fremgår af figur 8.9.



Figur 8.9. Definitionen af drænparametre i Daisy.

De anvendte parametre for dræning fremgår af tabel 8.2 og 8.3. Der er anvendt forskellig opsætning for jordsøjler, der repræsenterer de to humusholdige jorde (station 3 og humusjorden), som fremgår af figur 8.2 og de øvrige stationer, som fremgår af tabel 8.3. Ved de øvrige stationer skelnes ikke mellem klasse 3, 4 og 7, da det ikke er muligt med disse jorde at fastholde så små variationer i grundvandsspejl som beskrevet i tabel 8.1

Tabel 8.1. Grundvandsklasser opstillet af GEUS for LOOP 2-oplandet.

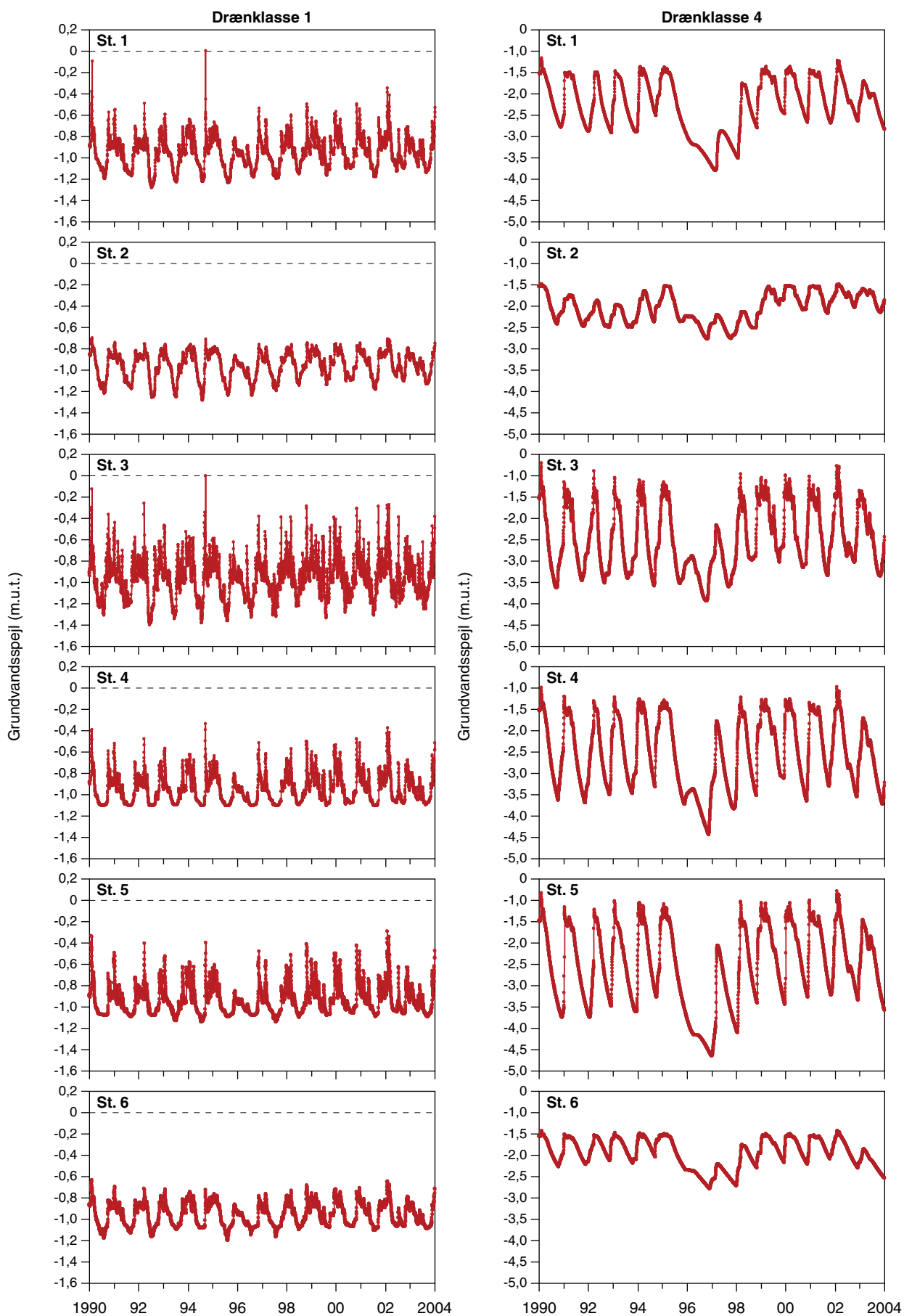
Klasse	Afstand til grundvandsspejl (meter under terræn)			Bemærkninger
	Mindste	Største	Middel	
1	0, - 1,	<1,25	1,0	Konstant højt vandspejl, fastholdt tryk
2	0, - 1,6	1,25 - 2,0	1,3	Dræning, fluktuerende vandstand, men stadig med trykvand
3	0, - 2,6	2,0 - 3,5	2,0	Dræning og med fluktuerende vandstand
4	1, - 3,0	3,0 - 4,0	2,8	Dræning og med fluktuerende vandstand
5	1, - 3,0	>4,0	3,6	Fri afdræning
6	Øvrige områder	Øvrige områder		Fri afdræning

Tabel 8.2. Dræningsparametre anvendt til fremstilling af grundvandsniveauer, klasse 1-4 og 7 for jordsøjlerne station 3 og humusjorden. Endvidere er vist de tilhørende kvælstofbalancer for station 3. For klasse 5 og 6 er anvendt fri afdræning.

Parametre for station 3 og humusjorden						Modelresultat for station 3				
Nedre rand	Dræn dybde (cm)	K aq	z	h	Aquit (cm u.t)	Gns. Gsv (cm u.t)	afstr	N-udv (kg N/ha)	Denitri (kg N/ha)	Udbytte (kg N/ha)
Målt gvs							228	62	67	136
Dræning										
Kl. 1	85	5E-2	1,5	3,5	-300	90	230	26	99	136
Kl. 2	85	5E-2	1,5	3,0	-300	130	236	71	54	136
Kl. 3	120	1E-2	1,5	2,5	-300	170	248	92	30	135
Kl. 4	120	1E-3	-	-	-400	220	264	108	20	127
Kl. 7	120	0.7E-3	-	-	-700					

Tabel 8.3. Dræningsparametre anvendt til fremstilling af grundvandsniveauer, klasse 1-4, og 7 for jordsøjlerne station 1-2 og 4-6. Endvidere er vist de tilhørende kvælstofbalancer for station 1. For klasse 5 og 6 er anvendt fri afdræning.

Parametre for station 1-2 og 4-6						Modelresultat for station 1				
Nedre rand	Dræn dybde cm	K aq	z	H	Aquit (cm u.t)	Gns. Gsv (cm u.t)	afstr	N-udv kg N/ha	Denitri kg N/ha	Udbytte kg N/ha
Målt gvs							354	138	38	138
Dræning										
Kl. 1	85	5E-2	1,5	3,5	-300					
Kl. 2	85	5E-2	1,5	3,0	-300					
Kl. 3, 4, 7	120	0.7E-3	-	-	-700		342	130	39	145



Figur 8.10. Daisy simuleret grundvandsstand for drænklasse 1 og 4 for jordopsætninger på St1-6.

8.6 Daisy Modellering af marker med punktnet

I GIS blev der herefter foretaget en intersection-operation mellem markkortene, de fremkomne jordtypeinddelinger og grundvandsklasserne, således at markstumperne blev yderligere opdelt alt efter deres jordbundsforhold og grundvandsklasser.

Der blev udviklet en metode til at udbrede Daisy-søjlerne til hele oplandet, således at eventuelle opdateringer af oplandsmodelleringen med markkort og interviewdata for nye år gjorde det muligt at bibeholde resultaterne af Daisy-modelleringerne for de år, der allerede er kørt.

Det blev valgt at lægge et punktnet ind over oplandet. Der blev udført 3 prøver for at finde frem til den punktafstand, som ville give den bedste dækning af de 1.212 markpolygoner på i alt 610 ha. - uden at punktmængden blev uhåndterligt stor.

Tabel 8.4. Antal af markpolygoner, der rammes, ikke rammes af 3 forskellige punktnet samt arealdækningen for de ramte markpolygoner.

Punktafstand	Punkter der rammer markpolygoner	Markpolygoner der ikke rammes af punkter	Arealdækning af ramte markpolygoner
50 m	2438 stk.	703 stk.	578 ha - 95 %
75 m	1098 stk.	526 stk.	533 ha - 87 %
100 m	583 stk.	378 stk.	460 ha - 75 %

Tabellen viser ikke overraskende, at jo tættere punktnettet er, jo flere markstumper træffes af det (tabel 8.4). Selvom der med et net på 50 x 50 m² er 2.438 punkter, er det ikke alle punkter med tilhørende informationssøjle, der skal arbejdes videre med. En stor del af punkterne rammer i samme mark/jordklassestump og giver altså samme udgangspunkt for den senere udbredelse. Daisy-modelleringen gennemføres kun for det første punkt i markstumpen. I det efterfølgende analysearbejde opskales modelresultatet i denne søjle til hele markpolygonens areal. Herved minimeres de tidskrævende modelkørsler mest muligt. Dvs. at man med et 50 X 50 m² net udarbejder 703 managerfiler til at blive simuleret med Daisy. Af de 3 forskellige punktnet blev det valgt at lægge 50x50 m² punktnettet ned over det sammenstemplede kort (figur 8.10).

Tabel 8.5. Oversigt over markpolygoner og areal, der fremkommer ved intersektionsprocessen, og som bliver ramt af et gridpunkt.

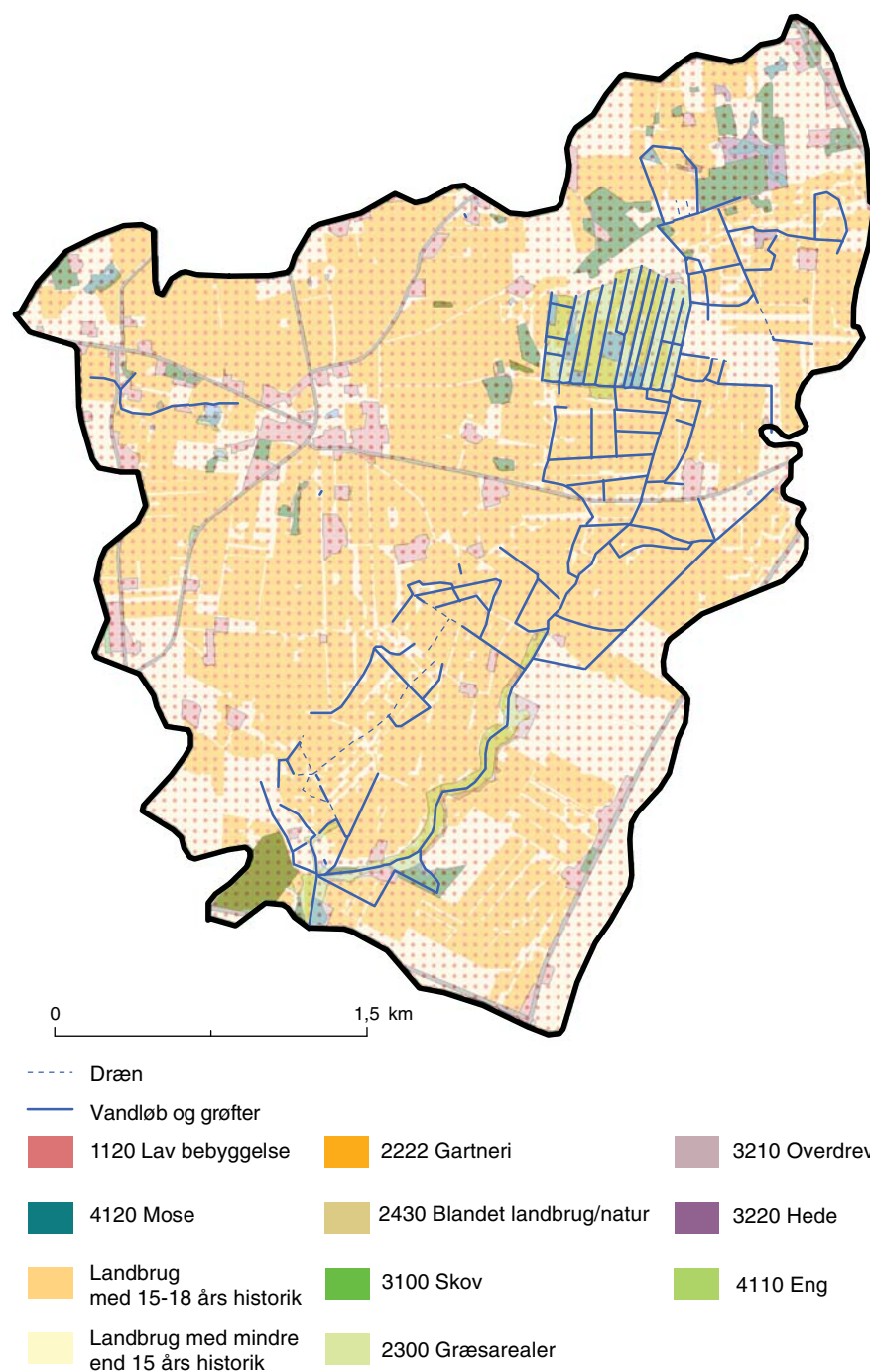
	Antal polygoner	Areal ha	% af landbrugsareal
Polygoner	3959 (ikke klippet med jord og grundvand)	1143	
Polygoner med landbrug	2964 (ikke klippet med jord og grundvand)	1003	100
Polygoner med mindst 15 års historik ramt af 50X50 meter grid	1163 (klippet med jord og grundvand)	698	70

Ved at arbejde med det beskrevne punktnet tildeles og fastholdes identiteten på hvert eneste af de valgte punkter. Der kan dog forventes en lille nedgang af punkter i fremtiden, når marker udgår eller opdeles på en måde, så de ikke er ramt af et punkt.

Idet markerne er delt op i den mindste enhed for 18 år og yderligere i forhold til jordtype og grundvandsklasser, vil der være fremkommet små markstumper, som ikke bliver ramt af et gridpunkt. Disse mark-

stumper bliver ikke modelleret. I tabel 8.5 er det vist hvor stort et areal, der går tabt ved den beskrevne procedure.

Figur 8.11. Marker med fuld historik i 15-18 år overlejret med 50 x 50 m² punktnet i oplandet til Odderbæk.



8.7 Daisy-modellering af ikke dyrkede arealer

Udover det dyrkede areal i oplandet til Odderbæk forekommer der også skov, blandet landbrug/natur, sø/mose, og bebygget areal. Der foretages en særskilt modellering af disse arealer med kun én jordtype og én grundvandsklasse.

Nåleskov modelleres i henhold til Daisy opsætning på jordvandsstation 5, hvor den årlige N-udvaskning justeres til 5 kg N/ha, som beskrevet i kapitel 7.1

Blandet landbrug/natur modelleres som vedvarende græs uden gødningstilførsel (jordvandsstation 2).

Sø/mose modelleres med en humusjord og fastholdt grundvandsstand på 50 cm under terræn.

Bebygget areal: her antages at 5 % af arealet er befæstet og 95 % åbent areal. Det åbne areal modelleres som vedvarende græs med en gødningstilførsel på 40 kg N/ha, her anvendes jordvandsstation 2. For det befæstede areal antages at nedbør under 2 mm pr døgn fordamper, mens nedbør, der overstiger 2 mm på døgnbasis, strømmer af og bidrager til perkolation. Det antages, at der ikke sker kvælstofafstrømning fra bebyggede arealer.

Arealvægtning: Til slut tillægges alle gridpunkterne en Dasiy søjle, både for markerne og for de øvrige arealer, og der foreligger nu et komplet datainput til en grundvandsmodellering.

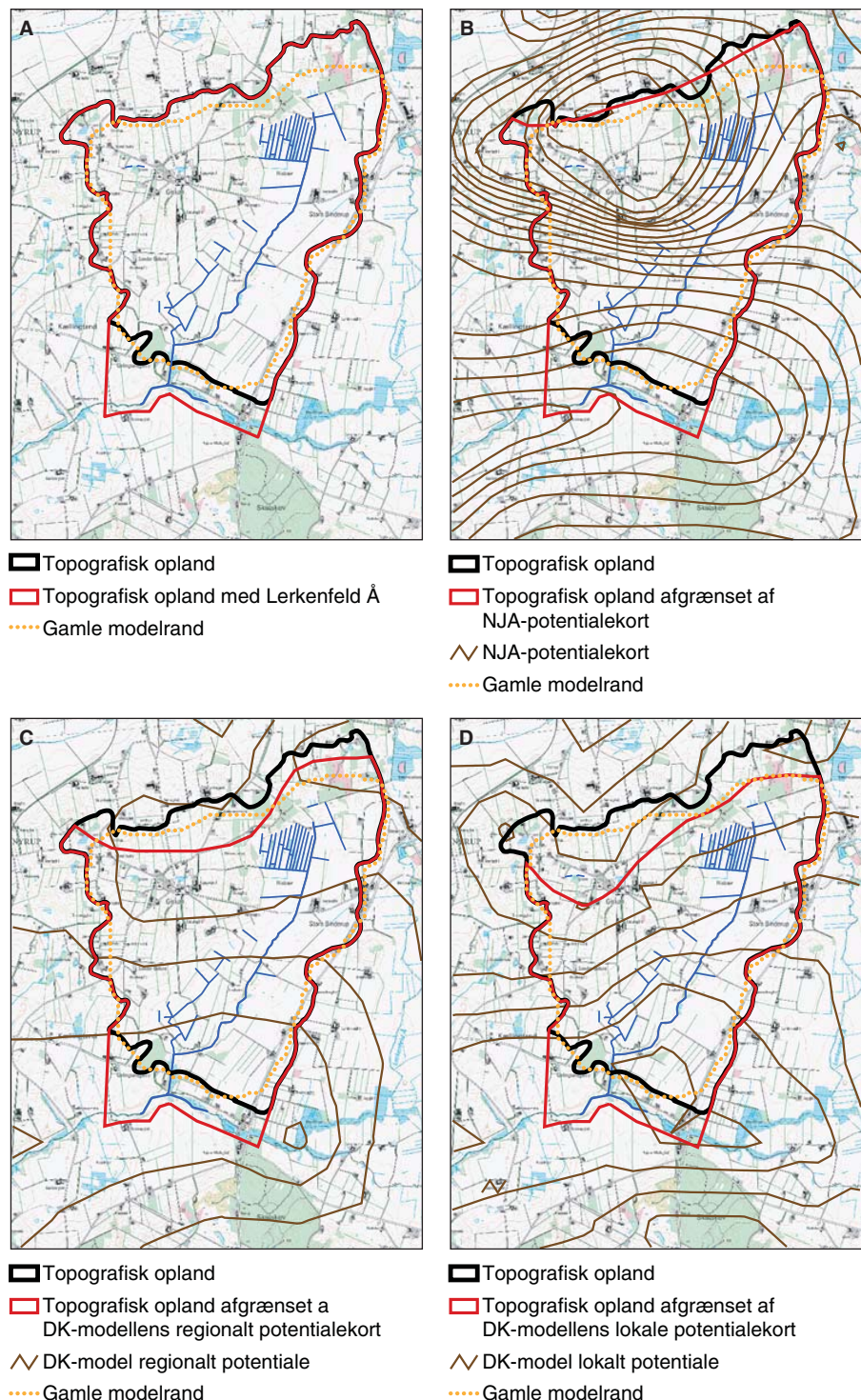
Ved at gennemføre en arealvægtning af alle søjlerne kan der endvidere udarbejdes en analyse af modellering for oplandet. Resultaterne heraf er vist i næste kapitel.

9 Resultater fra oplandsmodellering af umættet zone

9.1 Grundvandsoplandet

Det topografiske opland til Odderbæk udgør 11,4 km². For dette opland har vandløbsafstrømningen i gennemsnit været på 211 mm/år i perioden 1990/91-2006/07. Det er ofte vanskeligt at afgrænse grundvandsoplandet præcist i små afstrømningsoplande som Odderbæk, fordi oplandets afgrænsning er forholdsvis stor i forhold til det grundvandsdannende areal. Desuden vil en del af det dannede grundvand ofte afstrømme til et mere regionalt grundvandsmagasin. I forbindelse med oplandsmodellering af den mættede zone i oplandet til Odderbæk er grundvandsoplandet blevet defineret ud fra Nordjyllands Amts regionale potentiale kort, simuleret regionalt trykniveau fra Den Nationale vandressource Model (DK-modellen) samt simuleret terrænnært trykniveau fra DK-modellen (Hansen et al., 2006). Disse data peger samstemmende på et øst vest gående vandskel beliggende i den nordlige del af det topografiske opland. Samtidig indikerer trykniveauerne en strømning over den sydlige afgrænsning af oplandet mod Lerkenfeld Å (figur 9.1). Heraf ses at det terrænnære grundvandsoplandet ligger et stykke inde i den nordlige del af oplandet, dog vil der ske en udveksling imellem det terrænnære og det regionale grundvandsmagasin. Med en vis usikkerhed er det samlede grundvandsopland afgrænset til ca. 8,3 km² (Hansen et al., 2006). Ud fra modelleringen i den mættede zone blev det vurderet, at der afstrømmer i størrelsesordenen 40-130 mm vand/år fra Odderbækoplandet til Lerkenfeld Å.

Figur 9.1A-D. Odderbæks topografiske opland samt modelrand for modellering af vand og kvælstof i mættet zone (Hansen et al., 2006) sammenholdt med anvendt modelrand i pesticidmodelleringen (Styczen et al., 2004). A) Det topografiske opland tilføjet modelområde ned til Lerkenfeld Å. B) Opland baseret på regionalt potentialekort (ækvivalens 1m). C) Opland baseret på simuleret regionalt trykniveau (ækvivalens 2,5 m). D) Opland baseret på simuleret terrænnært trykniveau (ækvivalens 2,5 m) (fra Hansen et al., 2006).



9.2 Modelleret vandbalance for den umættede zone i oplandet til Odderbæk

Den gennemsnitlige årlige nedbør for oplandet til Odderbæk udgør 889 mm for beregningsperioden 1990/01-2006/07. Heri indgår de meget tørre år 1991/92, 1992/93 og 1996/97 med henholdsvis 744, 757 og 501 mm nedbør for året. Den aktuelle fordampning udgør gennemsnitligt 549 mm/år, hvilket er 18 mm/år mindre end reference-fordampningen, opgjort med Makkink, og 91 mm/år mindre end potentiel fordampning, hvor afgrødekoefficienterne indgår (Plauborg et al., 2002). I alle år er den

aktuelle fordampning mindre end reference-fordampningen. Denne gennemsnitlige modelberegnete perkolation ud af rodzonen udgør 348 mm/år. Den modellerede vandbalance opgjort for agrhydrologiske år for den umættet zone er sammenstillet med vandløbsafstrømningen for Odderbæk og Lerkenfelt Å i tabel 9.1.

For det topografiske opland på 11,4 km² udgør den gennemsnitlige årlige afstrømningen til vandløbet 223 mm. Samme beregning foretaget på det mindre grundvandsopland til Odderbæk på 8,3 km² giver en gennemsnitlig årlig afstrømning på 308 mm, altså en afvigelse mellem simuleret perkolation og målt afstrømning for grundvandsoplandet på 40 mm, hvilket ligger inden for den forventede "udstrømning" til Lerkenfeldt Å på mellem 40 og 130 mm, som blev vurderet i Hansen et al. (2006). Grundvandsoplandet til Odderbæk er mindre end det topografiske opland fordi jordens aflejringer medfører at grundvandet strømmer anderledes end forventet ud fra topografien. Potentialekort for grundvandet viser den retning grundvandet strømmer (se figur 9.1).

For at relatere den modelberegnete perkolation til afstrømningen fra et større opland er perkolationen sammenlignet med afstrømningsmålinger fra Lerkenfelt Å. Den gennemsnitlige afstrømning for Lerkenfelt Å udgør 346 mm for perioden 1990/91-2006/07, hvilket er 2 mm mindre end den opgjorte perkolation for Odderbæks grundvandsopland.

En sammenligning af årlig Daisy modelleret perkolation med målt vandløbsafstrømning opgjort for hydrologiske år for både det topografiske opland og grundvandsopland er vist i figur 9.2A. Af figuren fremgår at år-til-år-dynamikken i den målte afstrømningen også simuleres i den modellerede perkolationen. Perkolationen ligger dog generelt højere end vandløbsafstrømningen, men er mindre for de tørre år 1995/1996, 2002/2003-2005/2006. For det våde år 2006/2007 er den modelberegnete perkolation væsentlig større end afstrømning i vandløbet, hvilket eventuelt kan henføres til, at nedbørskorrekktionerne slår for meget igennem i de våde år. Der er en fin korrelation med en $r^2=0,81$ mellem de årlige Daisy modellerede perkolationer og de målte vandløbsafstrømninger begge opgjort som hydrologiske år (figur 9.2B).

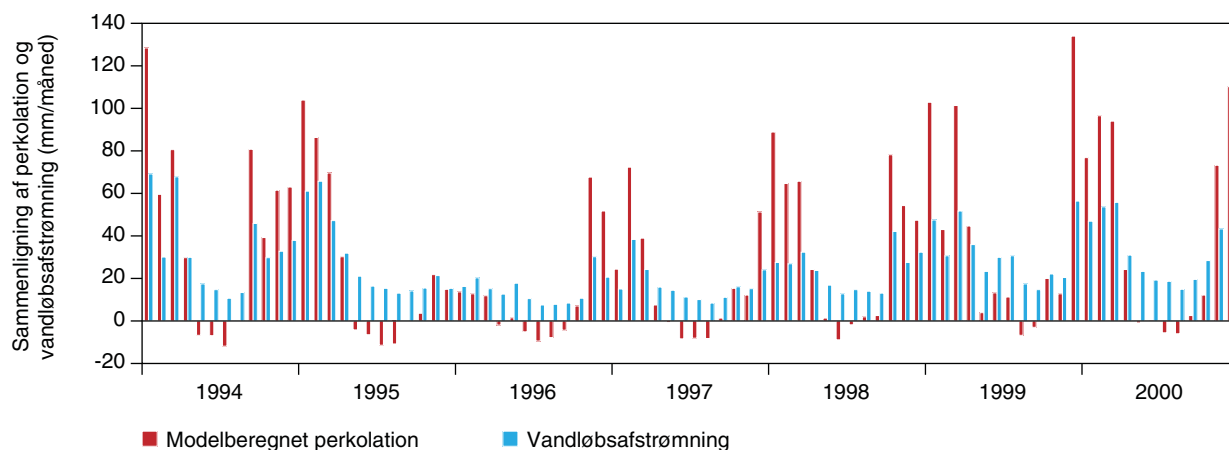
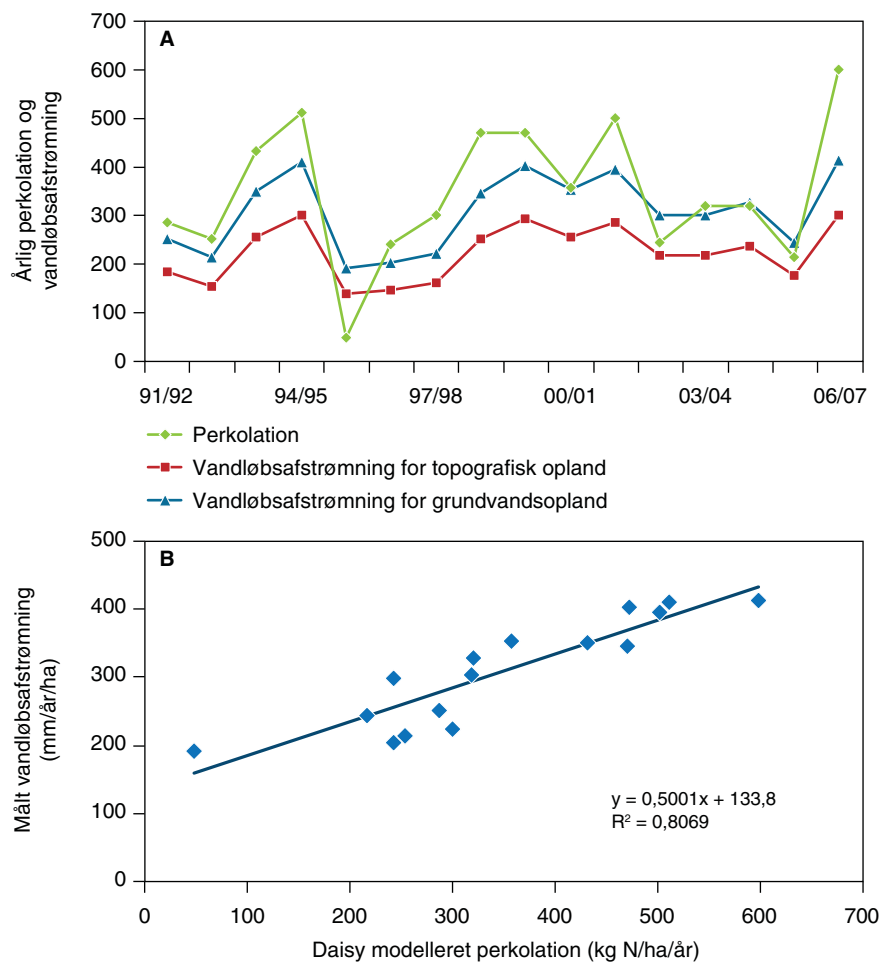
En sammenligning af daglig perkolation modelberegnet med Daisy-modelleringerne og årlig vandløbsafstrømning for både det topografiske opland og grundvandsopland er vist i figur 9.3. Af figuren ses at vandløbet er grundvandsfødt med en konstant baseflow om sommeren. Den modelberegnete perkolation om efteråret starter nogenlunde på samme tidspunkt, som afstrømningen i vandløbet stiger, men om foråret er der en lille tendens til at perkolationen aftager for sent i forhold til afstrømningsmålingerne i vandløbet.

I forhold til vandløbsafstrømningen fra grundvandsoplandet til Odderbæk og afstrømningen fra Lerkenfelt Å vurderes den modelberegnete perkolationen at være på et realistisk niveau om end som førnævnt lidt overvurderet. Af dynamikken i den modelberegnete perkolation ses at overvurderingen især slår igennem i meget våde år.

Tabel 9.1 Den Daisy-modellerede vandbalance for den umættede zone i det topografiske opland. Afstrømning til vandløbet er desuden opgjort for grundvandsoplandet til Odderbæk og for det topografiske opland til Lerkemfelt Å for agrohydrologiske år i perioden 1990-2003, samt som gennemsnit for perioden.

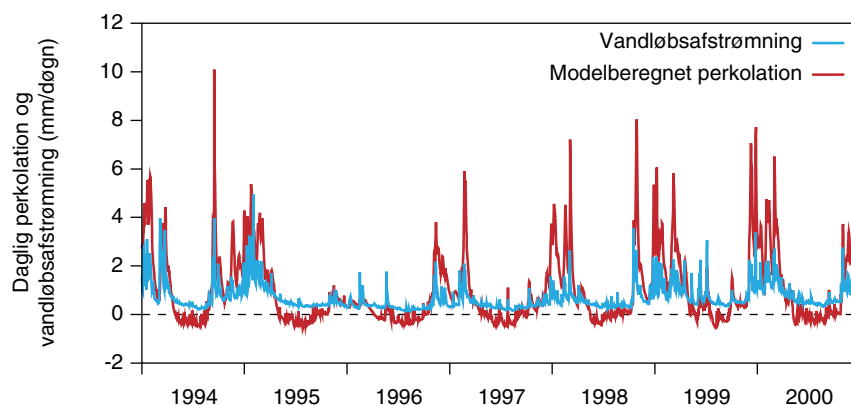
År	Nedbør	Vanding	Reference fordampning	Potentiel fordamp- ning	Aktuel fordamp- ning	Lerkemfelt Å afstrømnin- g topografisk opland	Perkolation	Magasin ændring	Odderbæk Afstrøm- ning topo- grafisk opland	Odderbæk afstrøm- ning grund- vands- Opland
1990/91	795	2	547	623	485	328	295	18	222	306
1991/92	744	12	530	602	503	301	237	17	223	307
1992/93	757	25	595	670	481	293	332	-30	180	247
1993/94	910	19	529	601	488	347	402	39	172	237
1994/95	980	21	570	646	499	409	511	-9	243	334
1995/96	501	17	588	666	488	295	83	-53	295	407
1996/97	720	12	557	630	476	272	232	24	157	216
1997/98	847	9	609	692	580	270	280	-4	148	204
1998/99	1044	5	507	574	562	348	442	45	155	213
1999/00	1101	2	574	653	619	450	499	-16	238	328
2000/01	895	2	523	597	572	395	344	-19	297	408
2001/02	1121	4	559	635	585	440	543	-3	256	352
2002/03	817	2	592	664	626	351	223	-30	294	405
2003/04	976	2	601	672	618	355	318	42	220	303
2004/05	896	3	577	642	572	332	338	-11	220	303
2005/06	789	3	571	636	570	283	188	34	243	335
2006/07	1217	1	606	677	607	415	649	-37	301	413
gns	889	8	567	640	549	549	348	0	223	308

Figur 9.2. Daisy modelleret perkolation og målt vandløbsafstrømning for henholdsvis topografisk og grundvandsopland til Odderbæk opgjort for hydrologiske år for perioden 1990/91-2006/07 (A) og sammenhæng mellem Daisy simuleret perkolation og målt vandløbsafstrømning (B).



Figur 9.3. Sammenligning af perkolation og vandløbsafstrømning for grundvandsoplandet til Odderbæk pr. måned i perioden fra 1994 til 2000.

Figur 9.4. Sammenligning af perkolation og vandløbsafstrømning for grundvandsoplandet til Odderbæk pr. døgn for perioden fra 1994 til 2000.



9.3 Modellerede N-balancer for den umættede zone

Den modellerede kvælstofbalance for den umættede zone for det topografiske opland til Odderbæk viser, at der i gennemsnit for beregningsperioden er tilført 232 kg N/ha pr. år, mens der er udvasket 80 kg N/ha og denitrificeret 14 kg N/ha pr. år. Endelig er der modelleret en årlig nedgang i de organiske puljer på 3 kg N/ha (tabel 9.2).

Høstet kvælstof ligger i intervallet 83-159 kg N/ha pr. år, laveste høst er efter de tørre somre i 1992 og 1996.

Tabel 9.2. Den Daisy modellerede kvælstofbalance for den umættede zone i oplandet til Odderbæk vist for hvert af agrhydrologiske år i perioden 1990-2007, samt som gennemsnit for perioden.

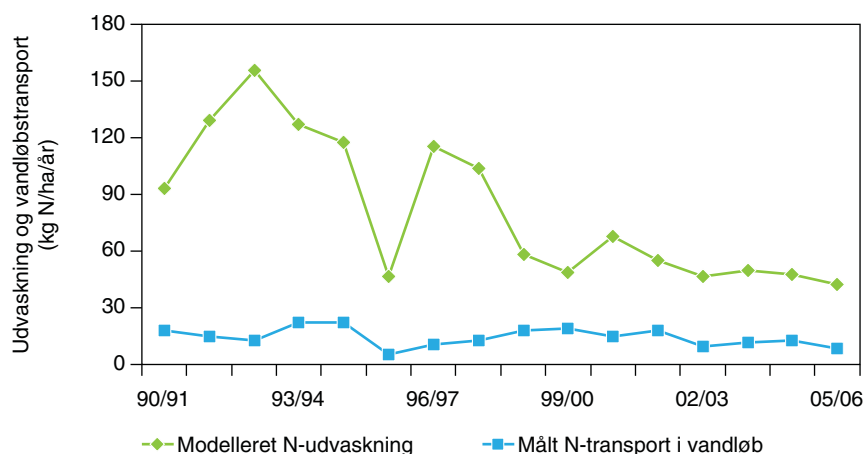
År	Handelsg	Husdyrg	N-fix	N-dep	N-tilført	N-høst	N-udvask	NH ₃ -fordamp	Denitrifikation	Delta OrgN	delta UorgN	Delta CropN	N-rest
1990/91	101	131	8	15	258	122	85	12	13	-1	24	-8	-1
1991/92	69	142	3	14	230	121	97	12	12	-10	-26	-6	0
1992/93	109	210	4	14	341	83	184	21	12	-6	17	7	0
1993/94	59	106	5	16	188	113	133	10	11	-9	-83	0	0
1994/95	68	197	36	17	323	122	118	21	22	9	20	5	0
1995/96	81	142	7	10	243	106	32	13	7	14	42	-5	0
1996/97	62	128	3	14	212	93	123	11	10	5	-41	12	0
1997/98	74	166	6	15	265	120	103	13	12	4	-7	4	3
1998/99	73	136	5	18	235	127	63	10	13	8	12	-7	-1
1999/00	88	126	6	19	244	140	51	8	17	4	-3	15	-2
2000/01	46	116	3	16	184	144	63	5	16	-19	-19	-13	0
2001/02	58	106	2	19	188	121	60	8	20	-14	-13	-4	-1
2002/03	50	158	0	15	226	134	37	9	12	3	23	-8	2
2003/04	44	133	0	17	196	121	55	6	14	-13	-17	11	-2
2004/05	40	136	1	16	196	132	49	8	15	-8	-3	-12	0
2005/06	38	172	2	14	228	131	31	8	7	17	22	-0	-2
2006/07	43	122	1	21	191	127	77	6	25	-39	-30	10	1
Gns	65	143	6	16	232	121	80	7	36	-3	-5	0	0

Sammenlignes den modelberegnete udvaskning med den målte N-transport i vandløbet (figur 9.6) ses, at dynamikken nogenlunde følges ad.

Udvaskningen fra rodzonen er større end den målte kvælstoftransport i vandløbet, figur 9.5. På vandets vej gennem jorden og ud mod vandløbet vil der specielt i humusholdigt jord, arealer med højt grundvandsstand

og i det reducerede grundvand foregår en reduktion af kvælstoffet i grundvandet, og det er derfor naturligt, at transporten i vandløbet er lavere end udvaskningen fra rodzonen.

Figur 9.5. Sammenligning af målt kvælstoftransport i vandløbet og Daisy-modelleret udvaskning pr. hydrologisk år fra 1990/91-2006/7.

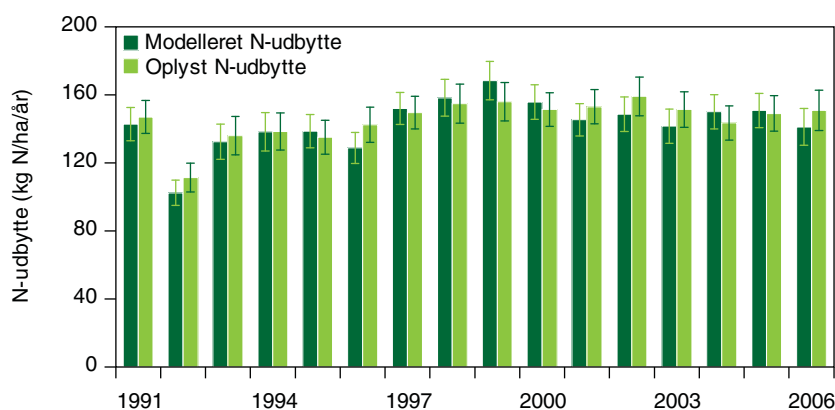


Den modellerede gennemsnitlige udvaskning fra rodzonen i perioden 1990-2007 er 80,0 kg N/ha, mens den målte kvælstoftransport i Odderbæk er 14,9 kg N/ha i samme periode. Det vil sige, at ca. 19 % af det udvaskede kvælstof når ud til vandløbet. Og en forholdsvis stor andel reduceres, 81 %, uden transporten fra rodzonen til vandløbet.

9.4 Sammenligning af modellerede N-udbytter med oplyste N-udbytter

I dette afsnit vurderes høstudbytterne for de arealer, hvor der både er oplyste og modellerede udbytter. For hele modelleringsperioden 1990-2007 modellerer Daisy det gennemsnitlige årlige udbytte til 143,5 kg N/ha, hvilket svarer til den oplyste høstmængde på 145,6 kg N/ha. Også variationen i udbytterne imellem årene for perioden 1991-2006 simuleres på samme niveau som de oplyste mængder, dog simuleres udbyttet i de tørre år 1992 og 1996 lidt lavere og i det rekordvåde år 1999 lidt højere end de oplyste mængder (figur 9.7).

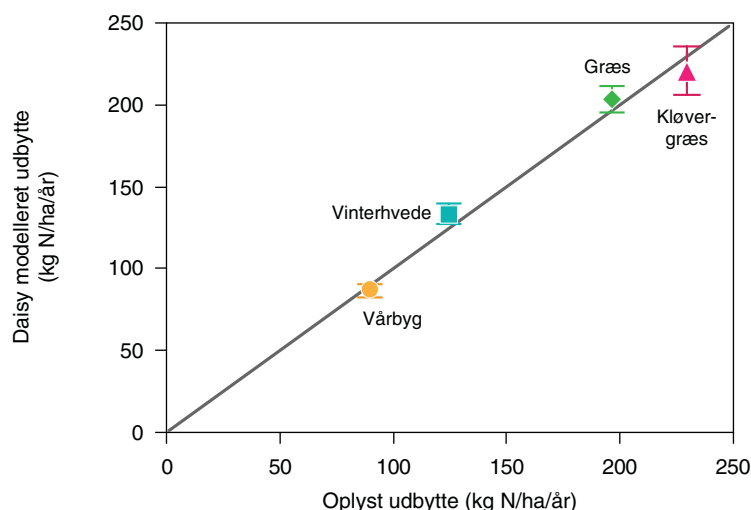
Figur 9.6. Sammenligning af modelleret og oplyst N-udbytte for hvert år i 1991-2006 opgjort for landbrugsarealet i oplandet til Odderbæk.



Også de vigtigste afgrødegropper bliver høstudbytterne simuleret på samme niveau som de oplyste mængder. I figur 9.7 ses en meget flot

sammenhæng mellem Daisy-simuleret og oplyst N-udbytte for de to store kornafgrøder vårbyg og vinterhvede (begge inklusiv halmudbytter) samt for to store grovfoderafgrøder græs og kløvergræs. Frekvensdiagrammer for disse afgrøder viser, at variation for de oplyst kvælstofudbytter inden for oplandet også simuleres pænt af Daisy (figur 9.7).

Figur 9.7. Sammenligning af Daisy-modelleret og oplyst høst-udbytte for de 4 største afgrøder i oplandet: vårbyg, vinterhvede, græs og kløvergræs, gennemsnit for perioden 1990-2006. Error-bars er $2 \times \text{SE}$.



9.5 Resultater af oplandsmodellering af umættet zone sammenholdt med modellering af mættet zone

Oplandsmodelleringen af vand og kvælstof fra umættet zone har været input til oplandsmodellering af mættet zone i Hansen og Rasmussen (2006) og Hansen et al., (2006). Princippet i modellering af mættet zone er, at nettofluxen for vand og kvælstof beregnet lige under rodzonen med Daisy anvendes som input til modellering af vand og kvælstof i grundvandsmodellen for mættet zone. Grundvandsmodellen er en integreret MIKE SHE og MIKE 11 model for mættet zone og vandløb.

Input til oplandsmodelleringen af mættet zone har været en tidligere oplandsmodellering af umættet zone, hvor en mindre andel af jordens organiske stof var inert, nemlig 33 pct. på station 1 og ingen inert pulje på de øvrige stationer. Den gennemsnitlige årlige N-udvaskningen fra den umættede zone blev herved modelberegnet til at udgøre 118 kg N/ha. Den modelberegnete N-transport til Oddebæk udgjorde 73 kg N/ha og var overestimeret med 56 % i forhold til den målte transport på 46 kg N/ha. Der er to oplagte grunde til, at den modellerede N-transport til Oddebæk var højere end den målt: a) N-reduktionen var for lille i oplandet og b) N-udvaskningen fra rodzonen var for høj.

Den overordnede kalibrering af hvor meget af jordens organiske stof, der skulle allokere til den inerte pulje på 40 eller 60, som beskrevet i nærværende rapport afsnit 6.4.2, medførte, at rodzoneudvaskningen fra oplandet blev reduceret til 80 kg N/ha, altså en reduktion på 36 % i forhold til den modellering, der var grundlaget for den overestimerede N-transport til Oddebæk.

Oplandsmodelleringen for den mættede zone gav en rimelig god overensstemmelse mellem simulerede og observerede døgn- og årsvandfø-

ringer i Oddebæk. Den gennemsnitlige afstrømning for perioden 1991-2003 var overestimeret med 7 % beregnet med den kalibrerede grundvandsmodel (Hansen et al., 2006).

9.6 Diskussion

Modelleringen er unik, idet der her er anvendt 18 års aktuelle data for management af afgrøder, gødning og markoperationer. Disse data giver en god beskrivelse af heterogenitet i dyrkningsforholdene i oplandet. Udover at modelleringen giver et godt gennemsnitligt udvaskningsniveau, beskriver modelleringen også heterogeniteten i udbytter og udvaskning for en årrække eller for flere marker, men ikke for hvert år for enkelt marker.

Et væsentligt punkt for oplandsmodelleringen er omsætningen af den organiske pulje. I denne undersøgelse er der beregnet en nedbrydning af den organiske pulje svarende til 3 kg N/ha pr. år. Til sammenligning kan nævnes, at Heidmann et al. (2001) i en undersøgelse på kvadratnetpunkterne for perioden 1986/87-1997/98 fandt, at udviklingen i jordens organiske N-indhold var afhængig af jordtypen. Der blev fundet en signifikant stigning i N-indholdet for JB1-2 (100-118 kg N/ha pr. år) og et signifikant fald på JB 6-7 (61-115 kg N/ha pr. år). For JB3-5 var der ingen signifikant udvikling. Udbredelsen af jordvandsstationernes jordtype til at dække hele oplandet giver en vis usikkerhed idé kalibreringen af de organiske puljer er tilpasset de oplyste udbytter og målt N-udvaskning på jordvandsstationerne.

Den modellerede denitrifikation på gennemsnitligt 14 kg N/ha pr. år er nogenlunde på det niveau, man kan forvente for et sandjordsopland med højt grundvandsstand. Målte denitrifikationer på sandjord ligger mellem 1 og 8 kg N/ha (Vinther og Hansen, 2004), dette interval er baseret på kun 3 målinger. I oplandet til Oddebæk er der en høj husdyrgødningstilførsel samt høj grundvandsstand. Begge forhold bidrager til den høje modelberegne denitrifikation.

Det modellerede udbytte på 144 kg N/ha pr. år svarer til det oplyste på 146 kg N/ha pr år.

Der findes ikke måledata til at verificere den modellerede denitrifikation eller omsætning af jordens organiske pulje. Den modellerede udvaskning blev vurderet i forhold til målte udvaskninger ved jordvandsstationerne; disse blev opgjort til henholdsvis 100 og 96 kg N/ha pr. år for 6 stationer over perioden 1990-2003. Der er en stor variation i den gennemsnitlige ændring af jordens organiske pulje imellem de 6 jordvandsstationer, fra -8 til 18 kg N/ha samt en stor nedgang på 54 kg N/ha på humusjorden, som evt. er overestimeret og trækker gennemsnittet for oplandet ned. Der er behov for en finere kalibrering af de organiske puljer. Desuden bliver udbredelsen af jordene forholdsvis kritisk, når der er så stor en variation i puljeændringerne imellem jordopsætningerne. Målinger af den heterogene fordeling af humusindholdet vil kunne forbedre sikkerheden på udbredelsen af jordopsætningerne og dermed den modellerede kvælstofbalance.

10 Referencer

- Abrahamsen, P. & Hansen, S. (2000): Daisy: An Open Soil-Crop: Atmosphere System Model. *Environmental Modelling and Software*, 15: 313-330.
- Allerup, P., Madsen, H. & Vejen, F. (1998): Standardværdier (1961-1990) af nedbørskorrektioner. DMI Teknisk rapport 98-10.
- Aslyng, H. C. (1968): Klima, jord og vandbalance i jordbruget. Kulturteknik I. DSR Forlag, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.
- Bastrup-Birk, A., Gundersen, P. & Hansen, K. (2003): Nedsivning til grundvand under skov. I (Raulund-Rasmussen og Hansen, eds.): Grundvand fra skove – muligheder og problemer. Skov og Landskab. Skovbrugsserien nr. 34.
- Beier, C. (1998): Water and element fluxes calculated in a sandy forest soil taking spatial variability into account. *Forest Ecology and Management*, 101, 269-280.
- Callesen, I., Thomsen, A., Raulund-Rasmussen, K. & Østergaard, H.S. (1996): Nitratkoncentrationen i jordvand under danske skove. *Dansk Skovforenings Tidsskrift* 81, 73-94.
- DMU (2005): Prøvetagning fra jord- og drænvandsstationer i Landovervågningsoplandene. Teknisk anvisning fra DMU.
- Grant, R. (2002): Kornudbytter og høstet kvælstof – udvikling i perioden 1985-2000. Internt notat, Danmarks Miljøundersøgelser, november 2002, 6pp. <http://www.dmu.dk/Udgivelser/div/F%C3%B8r+2005/>
- Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G, Madsen, I., Hansen, B., Brüsch, W. & Thorling, L. (2007): Landovervågningsoplande 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 122 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 640. <http://www.dmu.dk/Pub/FR640.pdf>
- Gundersen, P., Matthesen, P., Buttenschøn, R.B., Jensen, F.S., Riis-Nielsen, T., Callesen, I., Vesterdal, L. & Ramhøj, G. (1999): Skovrejsning og vedvarende græsarealer – Drastrup projektet. Aalborg Kommune, 68 s.
- Hansen, J., Rasmussen, P. & Christensen, B. B. S. (2006): Modellering af vand og nitrat i mættet zone og vandløb i landovervågningsoplandet Odderbæk (LOOP 2). Slutrapport fra Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse. 22 s.
- Hansen, J. & Rasmussen, P. (2006): Modellering af vand og nitrat i mættet zone og vandløb i landovervågningsoplandet Odderbæk (LOOP 2). Delrapport 1. Beskrivelse af modelopsætning.

- Hansen, K.(2003): Næringsstofkredsløb i skove – Ionbalanceprojektet. Hansen, K. (Ed.) Forest & Landscape Research No. 33.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1990): DAISY- Soil Plant Atmosphere System Model. NPo Forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. A10.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E. & Svendsen, H. (1991): Simulating nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using the Danish simulation model DAISY. Fertilizer Research 27, 245-259.
- Heidmann, J. Nielsen, Olesen, S.E., Christensen, B.T. og Østergaard, H. S. (2001): Ændringer i indhold af kulstof og kvælstof i dyrket jord: Resultater fra Kvadratnettet 1987-1998. DJF rapport Markbrug, nr. 54, 2001.
- Hirsch, R.M.S. & Slack, J.R. (1984): A non-parametric trend test for seasonal data with serial dependence. Water Res. Res. 20, 727-732.
- Jacobsen, O.H. (1989): Umættet hydraulisk ledningsevne i nogle danske jorde. Metode og jordtypekarakterisering. Beretning nr. S 2030 fra Statens Planteavlsforsøg, 60 sider.
- Jensen, N. H. & Madsen, H.B. 1990: Jordprofilundersøgelser i Vandmiljøplanens Landovervågningsoplande. Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsforsøg, Afdeling for Areal og Kortlægning. 9 s. plus bilag.
- Ladekarl, U.L. (2005): Skovrejsning og grundvandsdannelse. Vand og Jord 4, december 2005, 128-131.
- Ladekarl, U.L., Rasmussen, K.R., Christensen, S., Jensen, K.H. & Hansen, B. (2005a): Groundwater recharge and evapotranspiration for two natural ecosystems covered with oak and heather. Journal of Hydrology, 300, 76-99.
- Ladekarl, U.L., Beier, C. & Dellwik, E. (2005b): Fordampning fra landbrug og skov. Vand og Jord 2, maj 2005, 44-47.
- Landsudvalget for kvæg (1993): Fodermiddeltabel 1993. Statens Planteavlsforsøg, rapport nr. 28.
- Landsudvalget for kvæg (1995): Fodermiddeltabel 1995. Statens Planteavlsforsøg, rapport nr. 52.
- Landsudvalget for kvæg (2000): Fodermiddeltabel 2000. Landskontoret for Kvæg og Danmarks JordbrugsForskning, Rapport nr. 91.
- Letts, M.G, Roulet, N.T., Comer, N.T., Skarupa, M.R. & Verseghy, D.L. (2000): Parametrization of Peatland Hydraulic Properties for the Canadian Land Surface Scheme. Atmosphere-Ocean 38 (1), 141-160
- Nielsen, K., Stjernholm, M., Müller-Wohlfeil, D.-I., Madsen, I.-L., Kjeldgaard, A., Groom, G., Hansen, H.S., Rolev, A.M., Hermansen, B., Skov-Petersen, H., Johannsen, V.K., Hvidbjerg, M., Jensen, J.E., Bacher, V. & Larsen, H. (2000): Areal Information Systemet – AIS. Danmarks Miljøundersøgelser, 110 s.

Pedersen, L.B. (1993): Stofkredsløb i sitkagran, rødgran og bøgebevoksninger i Danmark. Landbrugsministeriet, Forskningscenter for Skov og Landskab. Undervisningsministeriet, Den Kgl. Veterinær og Landbohøjskole. Forskningsserien Nr 1.

Plauborg, F., Refsgaard, J.C., Henriksen, H.J., Blicher-Mathiesen, G. & Kern-Hansen, C. (2002): Vandbalance på mark- og oplandsskala. DJF rapport nr. 70, markbrug, 45 s.

Schelde, K. (1996): Modelling the forest energy and water balance. Ph.D. Technical University of Denmark. Series paper no. 62, pp 214.

Storm, B., Styczen, M. & Clausen, T. (1990): Regional model for næringsstoftransport og -omsætning. NPo Forskning fra Miljøstyrelsen, Nr. B15.

Springob, G. & Kirchmann, H. (2003): Bulk soil C to N ratio as a simple measure of net N mineralization from stabilized organics matter in sandy arable soils. Soil Biol. Biochem. 35, 629-632.

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

Styczen, M., Petersen, S., Kristensen, M., Jessen, O.Z., Rasmussen, D., Andersen, M.B. & Sørensen, P.B. (2004a): Calibration of Models Describing Pesticide Fate and Transport in Lillebæk and Oddebæk Catchment. Pesticide Research Nr. 62 2004. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen.

Styczen, M., Hansen, S., Jensen, L.S., Svendsen, H., Abrahamsen, P., Børgesen, C.D., Thirup, C & Østergaard, H.S. (2004b): Standardopstillinger til Daisy-modellen. Vejledning og baggrund. DHI Institut for Vand og Miljø. 60 pp.

Vinther, F.P. (1992): Measured and simulated denitrification activity in a cropped sandy and loamy soil. Biology and Fertility of Soils 14, 43-48.

Vinther, F.P. og Hansen S. (2004): SIMDEN – en simpel model til beregning denitrifikation af N₂O emission og denitrifikation. DJF-rapport Markbrug nr 104.

Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A. & Le Bas, C. (1999): Development and use of a database of hydraulic properties of European soils. Geoderma 90, 169-185.

Bilag 1. Oversigt der viser LOOP afgrøder og hvilke Daisy afgrøder, der er anvendt ved simuleringerne

Daisy afgrødeLOOP afgrøde henført til Daisy afgrøde	
Vårbyg	Vårbyg/ært Vårbyg Grønkorn helsæd Vårbyg ært helsæd Vårbyg havre Vårbyg havre ært Vårbyg helsæd Vårbyg kløverudlæg Vårbyg udlæg Vårbyg ært udlæg Vårhvede kløverudlæg Ært Grønkorn helsæd Havre Havre Kløverudlæg
Vinterbyg	Vinterbyg udlæg
Vinterhvede	Vinterhvede udlæg Vinterhvede grønkorn udlæg Vinterhvede Kløverudlæg
Rug	Rug Kløverudlæg
Vårraps	
Vinterraps	
Ærter	
Majs	
Foderroer	
Sukkerroer	
Kartofler	
Græs	Brak, Helsæd Kløverfrø Kløvergræs
Vårbyg standard	Frugt, Urter og lign Juletræer og pyntegrønt

Bilag 2. Husdyrgødning i Daisy

I Daisy skal husdyrgødningstildelingerne angives i managerfilen som tons våd vægt pr. ha. De normtal, som DAISY er født med, gælder for år 2000. I Landovervågningen er N-mængden i husdyrgødningstildelingerne det grundlæggende tal, og der er igennem overvågningsperioden anvendt de til enhver tid gældende normer, dvs. normerne varierer igennem perioden. Og endelig er normtallene for årene 1990-1997 korrigeret tilbage i tid, hvorfor der er behov for at korrigere de anvendte normtal.

På grund af ovennævnte forhold er vi i LOOP nødt til at foretage en omregning fra kg N i gødningen til tons vådvægt og i managerfilen definere de normtal, der faktisk er anvendt. De parametre, der skal defineres, er angivet nedenfor, normtallene for kvæg og svin findes i vedlagte normtabel. Eksempel på en manager opsætning er vist senere.

Daisy managerfil	hentes fra vedlagte normtabel for de respektive år
dry_matter_fraction	DM (tørstofindholdet)
total_N_fraction	totN_frac (N indholdet i tørstoffet)*totN_frac_korr ¹⁾
NH4_fraction	NH4_frac (NH4 andelen i forhold til total N)
total_C_fraction	totC_frac (C indholdet i tørstoffet)

¹⁾ totN_frac er det normtal, der blev anvendt i LOOP. Det er dette normtal, der skal anvendes til beregning af vådvægten. I Daisy managerfilen skal imidlertid anvendes det korrigerede normtal = totN_frac*totN_frac_korr.

Beregning af vådvægt

Vådvægten findes ud fra det angivne N-indhold i gødningen det aktuelle år og de tilhørende normtal:

$$\text{tons våd vægt/ha} = (\text{kg N/ha i gødningstildelingen}) / (\text{totNfrac} * \text{DM} * 1000)$$

Eksempel

I 1997 var normen for svinegylle DM= 6,7 % (0.067) og totNfrac= 8.2 % (0.082)

70 kg N/ha i svinegylle svarer derfor til $70 / (0,082 * 0,067 * 1000) = 12,7$ tons gylle/ha.

Normtal for husdyrgødning for kvæg og svin anvendt i opsætning af Daisy for årene 1990-2003

aar	DaisyTekst	DM	TotN_frac	TotN_frac_korr	NH4_frac	TotC_frac
1990	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	1	0,716	0,4
1991	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,94	0,716	0,4
1992	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,89	0,716	0,4
1993	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,83	0,716	0,4
1994	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,78	0,716	0,4
1995	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,72	0,716	0,4
1996	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,71	0,716	0,4
1997	slagtesvin_gylle	0,059	0,1	0,7	0,708	0,4
1998	slagtesvin_gylle	0,067	0,082	1	0,708	0,4
1999	slagtesvin_gylle	0,067	0,082	1	0,708	0,4
2000	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
2001	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
2002	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
2003	slagtesvin_gylle	0,054	0,09	1	0,75	0,4
1990	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,14	0,649	0,4
1991	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,13	0,649	0,4
1992	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,12	0,649	0,4
1993	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,11	0,649	0,4
1994	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,11	0,649	0,4
1995	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,02	0,649	0,4
1996	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,02	0,649	0,4
1997	kvaeg_gylle	0,113	0,051	1,02	0,6	0,4
1998	kvaeg_gylle	0,095	0,058	1	0,6	0,4
1999	kvaeg_gylle	0,095	0,058	1	0,6	0,4
2000	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
2001	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
2002	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
2003	kvaeg_gylle	0,103	0,053	1	0,6	0,4
1990	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,97	0,35	0,4
1991	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,91	0,35	0,4
1992	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,73	0,35	0,4
1993	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,69	0,35	0,4
1994	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,65	0,35	0,4
1995	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,61	0,35	0,4
1996	slagtesvin_staldgoedning	0,182	0,042	0,6	0,35	0,4
1997	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,029	0,6	0,349	0,4
1998	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,029	1	0,349	0,4
1999	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,029	1	0,349	0,4
DATO 2000	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
2001	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
2002	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4
2003	slagtesvin_staldgoedning	0,23	0,039	1	0,349	0,4

Aar	Daisy tekst	DM	TotN_frac	TotN_frac_korr	NH4_frac	TotC_frac
1990	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,14	0,251	0,4
1991	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,13	0,251	0,4
1992	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,12	0,251	0,4
1993	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,11	0,251	0,4
1994	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,11	0,251	0,4
1995	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,02	0,251	0,4
1996	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,02	0,251	0,4
1997	kvaeg_staldgoedning	0,174	0,026	1,02	0,25	0,4
1998	kvaeg_staldgoedning	0,2	0,025	1	0,25	0,4
1999	kvaeg_staldgoedning	0,2	0,025	1	0,25	0,4
2000	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
2001	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
2002	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
2003	kvaeg_staldgoedning	0,196	0,027	1	0,251	0,4
1990	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,97	0,92	0,4
1991	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,91	0,92	0,4
1992	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,86	0,92	0,4
1993	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,8	0,92	0,4
1994	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,75	0,92	0,4
1995	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,67	0,92	0,4
1996	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,67	0,92	0,4
1997	slagtesvin_ajle	0,015	0,292	0,6	0,92	0,4
1998	slagtesvin_ajle	0,019	0,23	1	0,92	0,4
1999	slagtesvin_ajle	0,019	0,23	1	0,92	0,4
2000	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
2001	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
2002	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
2003	slagtesvin_ajle	0,02	0,18	1	0,899	0,4
1990	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,17	0,92	0,4
1991	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,16	0,92	0,4
1992	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,15	0,92	0,4
1993	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,14	0,92	0,4
1994	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,13	0,92	0,4
1995	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,09	0,92	0,4
1996	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,09	0,92	0,4
1997	kvaeg_ajle	0,035	0,168	1,09	0,92	0,4
1998	kvaeg_ajle	0,034	0,165	1	0,92	0,4
1999	kvaeg_ajle	0,034	0,165	1	0,92	0,4
2000	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
2001	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
2002	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4
2003	kvaeg_ajle	0,033	0,162	1	0,9	0,4

Aar	Daisy tekst	DM	TotN_frac	TotN_frac_korr	NH4_frac	TotC_frac
1990	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,82	0,3	0,4
1991	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,78	0,3	0,4
1992	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,73	0,3	0,4
1993	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,69	0,3	0,4
1994	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,65	0,3	0,4
1995	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,61	0,3	0,4
1996	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,6	0,3	0,4
1997	slagtesvin_dybstroelse	0,293	0,032	0,6	0,3	0,4
1998	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,029	1	0,3	0,4
1999	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,029	1	0,3	0,4
2000	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
2001	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
2002	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
2003	slagtesvin_dybstroelse	0,33	0,035	1	0,25	0,4
1990	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,05	0,25	0,4
1991	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,04	0,25	0,4
1992	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,04	0,25	0,4
1993	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,03	0,25	0,4
1994	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,02	0,25	0,4
1995	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,01	0,25	0,4
1996	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,01	0,25	0,4
1997	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1,01	0,25	0,4
1998	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1	0,25	0,4
1999	kvaeg_dybstroelse	0,27	0,029	1	0,25	0,4
2000	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4
2001	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4
2002	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4
2003	kvaeg_dybstroelse	0,289	0,025	1	0,267	0,4

Bilag 3 Faktorer for ammoniakfordampning anvendt i managerfilerne ved opsætning af Daisy i Odderbæk oplandet.

Data fra Mikkelsen, DMU (person. komm. 2005.)

Afgrøde	Måned	Betingelse	Ajle og gylle		Fast	Reference
			Nedfæl. Slæbesl. Bredspred. gødning			
Emissionskoefficient						
----- pct. af N ab lager-----						
Vinterraps	aug-marts	før såning	2	9	10	5
	aug-marts	efter såning	2	20	21	11
	april-maj	før høst*	2	6.5	31	16
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16
Vinterkorn	aug-marts	før såning	2	9	10	5
	aug-marts	efter såning	2	20	21	11
	april-maj	før høst*	2	20	21	11
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16
vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer						
vinter-forår, ikke nedbragt						
vinter-forår, ikke nedbragt (dette afviger fraraps, idet hv. ikke er i så kraftig vækst som raps)						
forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt						
Forårssået afgr	aug-marts	ingen	2	9	10	5
	apr-maj	før såning	2	9	10	5
	apr-maj	efter såning	2	20	21	11
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16
vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer						
vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer						
vinter-forår, ikke nedbragt						
forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt						
Græs sået i tidligere planår	sept-okt		2	4.5	31	16
	nov-apr		2	20	21	11
	maj-aug		2	6.5	31	16
gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt						
vinter-forår, ikke nedbragt						
forår-sommer						
Græs sået i planår	aug-apr	før såning	2	9	10	5
	aug-apr	efter såning	2	20	21	11
	maj-juli		2	6.5	31	16
	aug-okt, forlænget periode		2	4.5	31	16
gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt						
Efterafgrøde	maj-juli		2	6.5	31	16
	aug-okt, forlænget periode		2	4.5	31	16
forår-sommer						
gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt						

Bilag 4a. Retentionsanalyse og hydrauliske parametre for jordprofilers jordhorisonter placeret ved jordvandsstationer i oplandet til Odderbæk

Snr	Horisont Profilnr.	Dybde (cm)	Korigeret		BD (g/cm3)	BD (g/cm3)	alfa	n	K-sat (cm/h)	Theta_sat	Theta_res	I anvendt (hydre porøsitet)	Anvendt		pF 3	pF 4.2	Hydraulisk ledningsevne		
			BD (g/cm3)	BD (g/cm3)									pF 0	pF 1			pF 1.5	pF 2.0	pF 2
1786	1 A11p	-44	1.44	1.26	0.0296	1.2371	1.57	0.49	0	2.0 (-1.12)	43	51.4	46.4	43.3	35.9	24.1	9.6	1.39E-08	2.58E-13
	B2v	-77	1.44		0.0238	1.826	2.4	0.46	0.07	1.5 (-0.81)	45	45	44.2	39.8	22.4	12.4	5.1	8.38E-08	2.82E-14
	C1	-110	1.75		0.0251	1.481	0.92	0.36	0.02	1.5 (-0.47)	33.7	36	35.1	30.9	22.5	9.1	3.8	1.67E-08	2.08E-14
	C2	-1220	1.75		0.0325	1.338	0.9	0.34	0	1.5 (-0.3)	33.7	33.7	32.1	29.2	20.8	11.1	3.8	6.15E-09	1.67E-14
1787	2 A11p	-40	1.45	1.37	0.0305	1.2761	2.35	0.44	0	-1.01	43.2	47.4	42.4	37.5	30.2	17.9	7.1	6.85E-09	8.72E-14
	B2v	-62	1.45		0.0549	2.2231	4.74	0.45	0.05	-1.5	44.8	44.8	39.8	22.2	8.8	5.5	3.2	4.59E-08	8.38E-14
	C1	-700	1.42		0.05674	2.046	6.41	0.46	0.03	-1.25	46.2	46.2	41.2	23.7	10	6.5	1.4	3.61E-08	2.77E-14
1781	3 Ap	-36	1.28	1.12	0.0263	1.235	3.11	0.53	0.01	-1.08	48.2	56.3	51.3	48.5	39.9	25.5	13.6	1.89E-08	3.96E-13
	Bjo	-86	1.93		0.0084	1.31	0.34	0.29	0.02	-0.98	26.9	31	28	27.5	26.5	15.6	7.8	3.22E-08	6.34E-13
	C1or	-124	1.66		0.0047	1.96	1	0.4	0.05	-0.26	37.1	42	39.2	38	36.9	12.5	5.5	8.95E-07	8.93E-14
	C2ro	-290	1.73		0.0072	2.183	0.93	0.34	0.01	-1 (1.28)	34.6	42	33.9	32.9	27.8	4.3	1.4	6.58E-07	2.14E-13
1779	4 A11p	-28	1.52	1.38	0.0215	1.28	1.3	0.43	0	-0.87	40.6	46.7	41.7	38.6	32.6	19.9	7.3	1.37E-08	1.67E-13
	Bjo	-47	1.51		0.0425	1.47	1.89	0.42	0.02	-0.59	42.4	42.4	37.8	32.9	20.3	9.2	3.3	1.00E-08	1.56E-14
	C1or	-70	1.64		0.053	1.32	1.13	0.38	0	-0.26	37.9	37.9	33.4	29.8	21	11	3.9	5.37E-08	3.11E-13
	C2ro	-110	1.67		0.0119	1.36	0.84	0.4	0.01	-0.57	36.8	41	38.2	36.6	33.9	14.7	8.3	1.28E-07	1.11E-11
1783	5 A11p	-30	1.59	1.51	0.0264	1.287	1.74	0.39	0	1.5 (-1.16)	38.4	42.3	37.3	25	26.4	16.5	5.9	6.25E-09	9.06E-14
	A12	-47	1.55		0.0252	1.451	1.32	0.41	0.03	-1.04	40.4	40.4	38.9	36.1	24.7	12.3	4.7	9.93E-09	8.21E-14
	Bv	-95	1.55		0.0337	1.553	1.56	0.41	0.05	-0.89	41	41	38.1	33.8	21	11.2	5.3	1.98E-08	4.09E-14
	C1ro	-1300	1.83		0.0385	1.233	0.53	0.33	0	0.16	30.8	33	30.7	28.5	22.9	14.5	7	1.44E-09	5.60E-15
1777	6 A11p	-27	1.21	1.18	0.0304	1.3011	3.86	0.52	0	-0.94	51.6	54.1	49.1	46	33.9	19.2	7.9	2.26E-08	2.33E-13
	B2vs	-43	1.19		0.0536	1.464	3.52	0.54	0.07	-0.96	53.4	53.4	48.3	41.6	24.7	17.3	7.7	1.40E-08	5.26E-14
	C1o	-113	1.52		0.0331	2.599	4.65	0.4	0.01	1.64	42.5	42.5	35.7	26.5	5.9	2.6	0.8	3.77E-10	2.64E-17
	C2ro	-430	1.66		0.0168	2.963	2.03	0.37	0.03	1.8	37.2	37.2	36.5	34.1	13.7	5	1.2	1.06E-08	2.85E-19
1782	STH A11p	-40	1.16		0.0295	1.1987	2.06	0.5184	0	-1.33	53.2	49.4	44.3		40.4	29.5	12.6		
	O1i	-90	0.16		0.3611	1.02	2.38	0.897	0	-8.58		87.4	84.7		81.1	65.3	13.3		
	C1ro		1.14		0.006	1.5744	0.66	0.5505	0.0025	-0.42	55.2	54.5	53.2		48.3	18.9	4.6		

Bilag 4b. Oversigt over jordparametre for sandjord, jb 1 og jb 2, i Jacobsen (1989)

Vægtprocent														Forskel	
Stnr	Horisont	Dybde (cm)	Volumenvægt (g/cm ³)	ler <2 µm	silt 2-63 µm	finsand 63-200 µm	grovsand > 200 µm	humus	Kalk	Målt pF			pF0 og pF1		
										målt	0	(vol. pct.)			
Jyndeved Jb1										porøsitet	(vol. pct.)	(vol. pct.)			
	-2	1.509	7.7	25.1	30.9	33.9	2.5	2.1	41.9	36.5	5.4				
	-15	1.472	7.7	26.0	30.6	33.5	2.1	0.6	43.5	38.4	5.1				
	-50	1.469	3.5	8.9	13.7	79.3	0.6	0.4	44.3	37.8	6.5				
	-70	1.495	2.6	2.4	10.4	84.3	0.4	0.3	43.4	37.4	6.0				
	-90	1.509	2.5	1.5	4.8	90.0	0.3		43.0	35.4	7.6				
Tystofte Jb2															
	-10	1.412	3.6	20.8	68.6	4.0	1		46.3	41.7	5.6				
	-30	1.380	4.6	24.3	66.4	3.0	1		47.7	44.6	3.1				
	-50	1.400	3.1	15.1	80.6	0.7	0.6		47.4	44.2	3.2				
	-70	1.426	2.5	20.0	81.1	0.2	0.2		46.4	44.0	2.4				
	-90	1.413	2.6	39.3	57.8	0.2	0.6		46.9	43.8	3.1				
Hals Jb2															
	-10	1.339	2.5	10.9	63.2	19.4	3.9		47.8	43.0	4.8				
	-30	1.369	2.5	10.7	61.2	21.7	3.9		46.8	42.1	4.7				
	-50	1.507	2.0	1.5	15.5	30.7	0.3		43.0	33.4	9.6				
	-70	1.507	1.5	2.2	86.5	8.3	0.2		43.2	38.6	4.6				

Klasse	DJF's jordtype (Pløjelag)	GEUS jordart (0.30m til 1 m dybde)	% af det topgrafiske opland	Tildelt Jordvands- stations type	Jordvands-stationstype: Relation eller Tildelt?	Udvalgte markstumper i % af total udvalgte.	Udvalgte markstumper i % af oplandet.
1	Grovsandet jord	Morænesand	15.9	ST1	Tildelt	20.7	11.1
2	Grovsandet jord	Ferskvandstørv	4.9	ST3	Tildelt	5.4	2.9
3	Grovsandet jord	Postglacial Ferskvandssand	3.3	ST1	Tildelt	1.6	0.9
4a	Grovsandet jord	Smeltevandssand (Lavland)	12.0	ST3	Relation	26.9	14.4
4b	Grovsandet jord	Smeltevandssand (Højland)	24.7	ST2	Relation	11.7	6.2
5	Grovsandet jord	Senglacial Ferskvandssand	5.1	ST4	Relation	5.2	2.7
6	Grovsandet jord	Smeltevandsgrus	0.5	ST1	Tildelt	0.5	0.3
7	Grovsandet jord	Moræneler	0.2	ST3	Tildelt	0.0	0.0
8	Grovsandet jord	Ferskvandssilt	1.5	ST4	Tildelt	2.3	1.2
9	Grovsandet jord	Ferskvandsgytje	0.0	ST3	Tildelt	0.0	0.0
10	Lerblandet sandjord	Ferskvandstørv	0.3	STH	Tildelt	0.0	0.0
11	Lerblandet sandjord	Moræneler	0.3	ST2	Tildelt	0.4	0.2
12	Lerblandet sandjord	Postglacial Ferskvandssand	0.1	ST2	Tildelt	0.0	0.0
13	Lerblandet sandjord	Smeltevandssand	5.8	ST1	Relation	4.4	2.4
15	Finsandet jord	Smeltevandssand	4.8	ST6	Tildelt	3.5	1.9
16	Finsandet jord	Morænesand	4.2	ST5	Relation	2.5	1.4
18	Humusjordi	Ferskvandstørv	3.1	STH	Tildelt	2.4	0.0
21	Finsandet jord	Senglacial Ferskvandssand	6.2	ST6	Relation	5.2	2.8
22	Finsandet jord	Ferskvandssand	0.1	ST6	Tildelt	0.0	0.0
23	Finsandet jord	Smeltevandsgrus	0.1	ST6	Tildelt	0.0	0.0
24	Lerblandet sandjord	Morænesand	0.8	ST2	Tildelt	0.6	0.3
25	Lerblandet sandjord	Ferskvandssilt	0.1	ST2	Tildelt	0.5	0.3
26	Finsandet jord	Ferskvandssilt	0.9	ST6	Tildelt	0.9	0.5
27	Lerblandet sandjord	Senglacial Ferskvandssand	0.4	ST2	Tildelt	0.6	0.3
29	Grovsandet jord	Ferskvandstørv over Ferskvandssand	1.6	ST3	Tildelt	2.1	1.1
30	Grovsandet jord	Ferskvandssand < Smeltevandssand	1.3	ST5	Tildelt	1.9	1.0
31	Grovsandet jord	Morænesand < Smeltevandssand	0.4	ST1	Tildelt	0.0	0.0
32	Grovsandet jord	Ferskvandstørv < Smeltevandssand	0.1	ST3	Tildelt	0.1	0.0
33	Humusjordi	Ferskvandstørv < postglacial Ferskvandssand	1.5	STH	Tildelt	0.4	0.2
						100.0	53.3

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Administration Afdeling for Arktisk Miljø Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Systemanalyse
---	--

Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Afdeling for Ferskvandsøkologi Afdeling for Terrestrisk Økologi
--	--

Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
---	--

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2010

- 774 Kvælstofbelastningen ved udvalgte terrestriske habitatområder i Sønderborg kommune.
Af Frohn, L. M., Skjøth, C. A., Becker, T., Geels, C. & Hertel, O. 30 s.
- 769 Biological baseline study in the Ramsar site "Heden" and the entire Jameson Land, East Greenland.
By Glahder, C.M., Boertmann, D., Madsen, J., Tamstorf, M., Johansen, K., Hansen, J., Walsh, A., Jaspers, C. & Bjerrum, M. 86 pp.
- 768 Danish Emission Inventory for Solvent Use in Industries and Households.
By Fauser, P. 47 pp.
- 767 Vandmiljø og Natur 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling.
Af Nordemann Jensen, P., Boutrup, S., Bijl, L. van der, Svendsen, L.M., Grant, R., Wiberg-Larsen, P., Jørgensen, T.B., Ellermann, T., Hjorth, M., Josefson, A.B., Bruus, M., Søgaard, B., Thorling, L. & Dahlgren, K. 106 s.
- 766 Arter 2008. NOVANA.
Af Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P., Laursen, K., Clausen, P., Andersen, P.N., Bregnballe, T., Petersen, I.K. & Teilmann, J. 118 s.
- 765 Terrestriske Naturtyper 2008. NOVANA.
Af Bruus, M., Nielsen, K. E., Damgaard, C., Nygaard, B., Fredshavn, J. R. & Ejrnæs, R. 80 s.
- 764 Vandløb 2008. NOVANA.
Af Wiberg-Larsen, P. (red.) 66 s.
- 763 Søer 2008. NOVANA.
Af Jørgensen, T.B., Bjerring, R., Landkildehus, F., Søndergaard, M., Sortkjær, L. & Clausen, J. 46 s.
- 762 Landovervågningsoplande 2008. NOVANA.
Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Pedersen, L.E., Jensen, P.G., Hansen, B. & Thorling, L. 128 s.
- 761 Atmosfærisk deposition 2008. NOVANA.
Af Ellermann, T., Andersen, H.V., Bossi, R., Christensen, J., Kemp, K., Løfstrøm, P. & Monies, C. 74 s.
- 760 Marine områder 2008. NOVANA. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten.
Af Hjorth, M. & Josefson, A.B. (red.) 136 s.

2009

- 759 Control of Pesticides 2008. Chemical Substances and Chemical Preparations.
By Krongaard, T. 25 pp.
- 758 Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Højvads Rende.
Af Grant, R., Mejlhede, P. & Blicher-Mathiesen, G. 74 s.
- 757 Ecology of Læsø Trindel – A reef impacted by extraction of boulders.
By Dahl, K., Stenberg, C., Lundsteen, S., Støttrup, J., Dolmer, P., & Tendal, O.S. 48 pp.
- 755 Historisk udbredelse af ålegræs i danske kystområder.
Af Krause-Jensen, D. & Rasmussen, M.B. 38 s.
- 754 Indicators for Danish Greenhouse Gas Emissions from 1990 to 2007.
By Lyck, E., Nielsen, M., Nielsen, O.-K., Winther, M., Hoffmann, L. & Thomsen, M. 94 pp.
- 753 Environmental monitoring at the Seqi olivine mine 2008-2009.
By Søndergaard, J., Schiedek, D. & Asmund, G. 48 pp.
- 751 Natur og Miljø 2009 – Del B: Fakta.
Af Normander, B., Henriksen, C.I., Jensen, T.S., Sanderson, H., Henrichs, T., Larsen, L.E. & Pedersen, A.B. (red.) 170 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 200)
- 750 Natur og Miljø 2009 – Del A: Danmarks miljø under globale udfordringer.
Af Normander, B., Jensen, T.S., Henrichs, T., Sanderson, H. & Pedersen, A.B. (red.) 94 s. (også tilgængelig i trykt udgave, DKK 150)
- 749 Thick-billed Murre studies in Disko Bay (Ritenbenk), West Greenland.
By Mosbech, A., Merkel, F., Boertmann, D., Falk, K., Frederiksen, M., Johansen, K. & Sonne, C. 60 pp.
- 747 Bunddyr som indikatorer ved bedømmelse af økologisk kvalitet i danske søer.
Af Wiberg-Larsen, P., Bjerring, R. & Clausen, J. 46 s.

[Tom side]

OPLANDSMODELLERING AF VAND OG KVÆLSTOF I UMÆTTET ZONE FOR OPLANDET TIL ODDERBÆK

Oplandet til Odderbæk er et af fem oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen for perioden 1990-2007. Hertil er anvendt rodzone-modellen Daisy. Da Daisy er en én-dimensionel model, er der udviklet en opskaleringsprocedure, der gør det muligt at anvende modellen til et helt opland. Der er foretaget meget få kalibreringer af modellen, som omfatter udbyttekalibrering af høstudbytter for vinterkorn og vårbyg samt en metode, der angiver, hvor meget af jordens humusindhold der er inert og dermed ikke bidrager til omsætningen af organisk stof i jorden. Første trin var at sætte Daisy op på seks jordvandsstationer i oplandet. Disse kalibreringer har været ensartede for alle jordvandsstationerne i oplandet og ligeledes ensartede med kalibreringerne i de øvrige oplande. Daisy-opsætningerne på jordvandsstationerne blev udbredt til oplandet ved hjælp af et sæt GIS-baserede kort over 18 års markkort, jordtyper og grundvandsspejlets dybde. Daisy-modelleringen er gennemført for hvert gridpunkt af et $50 \times 50 \text{ m}^2$ gridnet i oplandet. Ved denne procedure er der modelleret en vandbalance for Odderbæk-oplandet, som på et overordnet niveau nogenlunde svarer til målinger i vandløbet. Høstudbytterne er modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter af puljæendringer for organisk stof i jorden og størrelsen af denitrifikation, som der kan arbejdes videre med. Oplandsmodelleringen bidrager med ny viden om transport af vand og kvælstof samt omsætning i oplandet. Den gennemsnitlige modellerede kvælstofudvaskning fra jordvandsstationerne er på samme niveau som målinger i jordvandet, og for hele oplandet ligger den modellerede kvælstofbalance for rodzonen på et forventet niveau. Dog er der en vis usikkerhed om størrelsen af kvælstof i oplande. Desuden kan modellen bidrage til at kvalitets-sikre målinger i oplandet.