



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

Faglig rapport fra DMU nr. 756 2010



DANMARKS MILJØUNDERSØGELSER
AARHUS UNIVERSITET



[Tom side]

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

Faglig rapport fra DMU nr. 756 2010

Lisbeth Elbæk Pedersen
Gitte Blicher-Mathiesen
Peter Mejlhede
Ruth Grant



Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 756
- Titel: Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Lillebæk
- Forfattere: Lisbeth Elbæk Pedersen, Gitte Blicher-Mathiesen, Peter Mejlhede, Ruth Grant
Afdeling: Afdeling for Ferskvandsøkologi
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: 2010
Redaktion afsluttet: Marts 2010
Faglig kommentering: Hans Estrup Andersen
- Finansiel støtte: Det Nationale Overvågningsprogram
- Bedes citeret: Pedersen, L.E., Blicher-Mathiesen, G., Mejlhede, P. & Grant, R., 2010: Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Lillebæk Bæk. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet 72 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 756.
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Lillebæk-oplandet er et af de 5 oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy. Dette er en én-dimensionel model. Den kan derfor ikke direkte anvendes på et opland, og det har været nødvendigt at udvikle en opskaleringsprocedure. Første trin var at sætte Daisy op på fem jordvandsstationer i oplandet. Der er foretaget få kalibreringer af modellen, og disse har været ensartede for alle stationer i oplandet og ligeledes ensartede med kalibreringer i de øvrige oplande. Næste trin var at brede Daisy ud til oplandet ved hjælp af et sæt GIS-baserede kort. Der er indhentet et jordtypekort, og Daisy-opsætningerne på jordvandsstationerne er bredt ud til jordtyperne i oplandet. Herefter er der lagt et markkort med 18 års landbrugsdata ned over jordkortet, og til slut er der lagt et 50x50 m gridnet ned over de sammenstemplede kort. Sidste trin var at gennemføre Daisy-modelleringerne for hvert gridpunkt i oplandet. Ved denne procedure er der modelleret en vandbalance for Lillebæk-oplandet, hvor både år til år og døgn dynamikken i den modelberegnete perkolation svarer til dynamikken i den målte vandløbsafstrømning. Endvidere er høstudbyttet modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser fornuftig ud, men hvor godt, den beskriver de faktiske forhold, kan først vurderes, når modelleringen i mættet zone er færdig.
- Emneord: Kvælstofudvaskning, oplandsmodellering, rodzonemodellen Daisy
- Layout: Anne-Dorthe Villumsen, DMU Silkeborg
Illustrationer: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- ISBN: 978-87-7073-144-7
- ISSN: 1600-0048
- Sideantal: 72
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside
<http://www.dmu.dk/Pub/FR756.pdf>

Indhold

Konklusion 5

Sammenfatning 6

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

1 Indledning 9

2 Baggrund 10

- 2.1 Landovervågningsprogrammet 10
- 2.2 Krav til modelarbejde under Vandrammedirektivet 10
- 2.3 Denne rapport 11

3 Indgangsvinkel til modelleringsopgaven 12

- 3.1 Koordinering af opgaven 12
- 3.2 Henvielse til Daisy Standardiseringsprojektet 12

4 Landovervågningsoplandet Lillebæk 13

- 4.1 Oplandets beliggenhed og topografi 13
- 4.2 Landbrugspraksis 13
- 4.3 Nedbørsforhold 14

5 Data fra Landovervågningsprogrammet 15

- 5.1 Landbrugsdata 15
- 5.2 Profilanalyser 16
- 5.3 Jordvandsmålinger 16
- 5.4 Vandløbsmålinger 17
- 5.5 Klimadata 17

6 Modelleringsværktøj 18

- 6.1 Daisy-modellen 18
- 6.2 Daisy Input 18
- 6.3 Managerfil 21
- 6.4 Jordfil 25
- 6.5 Klimafil 27
- 6.6 Daisy-output 28
- 6.7 Modellens anvendelighed 28

7 Opsætning af Daisy på jordvandsstationerne 29

- 7.1 Opsætning af jordfil og kalibrering af jordparametre og afgrødeparametre 29
- 7.2 Vandbalancen 34
- 7.3 Kvælstofbalancen 35

8 Processen for oplandsmodelleringen 46

- 8.1 Arealanvendelse og markkort 46
- 8.2 Jordbund og grundvand oplandet 47
- 8.3 Daisy modelleringen af marker 49
- 8.4 Daisy modellering af ikke dyrkede arealer 50
- 8.5 Arealvægtning 51

9 Resultater fra oplandsmodelleringen for umættet zone 52

- 9.1 Modelleret vandbalance for den umættede zone 52
- 9.2 Modellerede N-balancer for den umættede zone 54
- 9.3 Sammenligning af modellerede N-udbytter med oplyste N-udbytter 56
- 9.4 Diskussion 58

10 Referencer 60

Bilag 1. Oversigt der viser LOOP afgrøder og hvilke Daisy afgrøder, der er anvendt ved simuleringerne 63

Bilag 2. Husdyrgødning i Daisy 64

Bilag 3. Faktorer for ammoniakfordampning anvendt i managerfilerne ved Opsætning af Daisy i Horndrupbæk oplandet. Data fra Mikkelsen MH, DMU (personlig kommunikation, 2005.) 68

Bilag 4a. Teksturanalyse for jordhorisonterne i Lillebæk-oplandet 69

Bilag 4b. Retentionsanalyse og Daisy-parametrene for jordhorisonterne i Lillebæk-profilanalysen 1990 70

Bilag 4c. Oversigt over jordparametre for lerede jorde, Jb 6 og Jb 7, i Jacobsen (1989) 71

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Konklusion

Lillebæk-oplandet er et af 5 oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstoftransporten fra rodzonen i oplandet. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy, som er opsat på 6 jordvandsstationer i oplandet, hvorefter opsætningerne er anvendt på hele oplandet. Der er foretaget meget få kalibreringer af Daisy, og disse har været ensartede for alle 5 oplande. Til trods for den begrænsede brug af kalibrering har det været muligt at modellere en vandbalance for Lillebæk-oplandet, som på et overordnet niveau svarer til målinger i vandløbet. Endvidere er høstudbyttet modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser fornuftig ud, men hvor godt, den beskriver de faktiske forhold, kan først vurderes, når rodzonemodelleringen kobles med en grundvandsmodellering.

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 Lillebæk-oplandet på det sydøstlige Fyn.

Det topografiske opland til Lillebæk udgør 465 ha. Heraf er 88 % landbrug, 2 % skov, 5 % anden natur og 5 % veje og bebyggelse. Grundvandsoplandet skønnes at være ca. 29 ha mindre end det topografiske opland. Til fastlæggelse af grundvandsoplandets størrelse kræves en egentlig grundvandsmodellering. Topjorden består overvejende af sandblandet ler (86 %) og lerblandet sand (4 %). Oplandet er husdyrintensivt, hvor der i 2003 var en husdyrtæthed på 0,99 DE/ha.

Datagrundlag for oplandsmodelleringen

Overvågningen består af en årlig interviewundersøgelse vedrørende landbrugsdriften på alle marker i oplandet, herunder information om afgrøderne, så-, høst-, pløjetidspunkter, gødningstilførsel og høstudbytter. Endvidere gennemføres der måling på jordvandet i ca. 1 meters dybde ved 6 jordvandsstationer (alle 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 interview-undersøgelsen. Til dette formål er udviklet et program, som omsætter interviewdata fra databasen for hele perioden 1990-2007 til Daisy-filer med den krævede struktur og syntaks. Jordfilen er dannet på baggrund af data fra jordprofilundersøgelsen.

Modelopsætning på jordvandsstationerne

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

Der er opstillet en jordfil for hver jordvandsstation, og Daisy er kørt med tilhørende managerfil. En jordfil indeholder en beskrivelse af de nedre randbetingelser. DAISY parametrene for jordhorisonterne er bestemt på baggrund af målinger af jordens struktur 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 kalibreringer af jordparametrene.

Jordstationerne er karakteriserede ved at topjorden består af lerjord med et forholdsvist lavt indhold af humus på mellem 1,7 og 2,9 %.

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. Denne kalibrering af vinterafgrøderne var nødvendigt, idet Daisy ikke kunne håndtere sene såtidspunkter. Der er ikke foretaget nogen kalibrering af de organiske puljer i jorden i oplandet til Lillebæk.

Til modellering af ikke-landbrugsarealer er der opstillet en Daisysøjle for humusjorde, skov og for vedvarende græs. Ved disse opsætninger antages at jordens organiske puljer er i nogenlunde ligevægt. For at opnå dette var det nødvendigt 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 skridt i modelleringen er at gennemføre en beregning for hele oplandet. Hertil er anvendt et sæt af geografiske kort. Med hensyn til jorden er der taget udgangspunkt i at hver jordvandsstation repræsenterer en specifik jordtype. På baggrund af jordtypekort fra DJF, jordartskort fra GEUS og topografiske højdekurver er jordvandsstationerne udbredt ud til hele oplandet.

De nedre randbetingelser er karakteriserede ved højtliggende grundvand (1-6m under terræn) og modelleret med drænopsætning i Daisy. Grundvandsstandens placering og dynamik er på jordvandsstationerne kalibreret på plads i forhold til målinger af grundvandsspejlet ved at justere på drændybden, drænafstanden og på ledningsevnen i aquitarden, som er betegnelsen for det vandstandsende lag under drændybden.

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 repræsenteres herved af en unik markstump med en tilhørende unik managerfil. Det nye markkort er yderligere stemplet sammen med jordkortet med jordvandsstationernes udbredelse. Hver ny polygon repræsenteres herved af en unik managerfil med en unik jordfil og unikke drænforhold. Til slut er der lagt et 50x50 m grid ned over oplandet.

Vurdering af oplandsmodelleringen

Oplandsmodelleringen repræsenterer den samlede vand- og kvælstofbalance for oplandet. Resultatet heraf kan sammenlignes med målinger af vandtransporten, som ligeledes repræsenterer den integrerede transport ud af oplandet. Resultaterne viser at år til år dynamikken i den modellerede perkolation fra rodzone nogenlunde pænt svarer årddynamikken i den målte vandafstrømningen fra oplandet. Den gennemsnitlige årlige modellerede perkolation fra rodzonen udgør 273 mm og er 39 mm højere end den gennemsnitlige årlige vandafstrømning målt for det topografiske opland.

Den modellerede kvælstofbalance for den umættede zone for det topografiske opland til Lillebæk viser, at der årligt i gennemsnit for beregningsperioden er tilført 196 kg N/ha pr år, handelsgødningstilførslen udgjorde 94 kg N/ha pr år og 80 kg N/ha pr år blev tilført med husdyrgødning. Den gennemsnitlige årlige N-fixeringen udgjorde 36 kg N og den gennemsnitlige årlige denitrifikation udgjorde 23 kg N/ha for oplandet. Der blev modelleret en høst på 109 kg N/ha pr år og en udvaskning på 59 kg N/ha år. Endvidere er der modelleret en årlig nedgang i de organiske puljer på 5 kg N/ha pr år.

År til år dynamikken i kvælstofbalancen fra rodzonen svarer godt til dynamikken i N transporten i vandløbet, dog er der meget stor forskel imellem modelleret N-udvaskning fra rodzonen og målt N-transport i vandløbet for 1992/93 og 1993/94 som begge er år hvor høstudbyttet blev underestimeret i modelleringen. Også for årene 1996/97-1998/99 er der stor forskel imellem den modellerede N-udvaskning fra rodzonen og den målte transport i vandløbet, hvor der også for 1995/96 er modelleret et gennemsnitlig lavere udbytte for dette år end oplyst af landmændene i oplandet. Den målte N transport til vandløbet udgør ca. 46 % af rodzoneudvaskningen, hvilket skyldes at der sker en omsætning af kvælstoffet i grundvandet inden det når fra til vandløbet.

De modellerede høstudbytter for landbrugsarealet er i gennemsnit lidt højere end de oplyste udbytter, henholdsvis 122 og 117 kg N/ha. Når modellering i umættet zone er gennemført for alle 5 overvågningsoplande vil der blive foretaget en analyse af afgrødekalibreringen på tværs af oplandene.

Hvor godt kvælstofbalancen for rodzonen i Lillebæk er modelleret, kan først vurderes når rodzonemodelleringen kobles med en grundvandsmodellering. Endvidere er der behov for en nærmere analyse af den modellerede denitrifikation og omsætning af de organiske puljer.

1 Indledning

I landovervågningsprogrammet under NOVANA skal der gennemføres modellering af vand- og kvælstofafstrømningen fra rodzonen (umættet zone) for 5 oplande i perioden 2004-2009. Lillebæk-oplandet ved Oure på Sydvestfyn er et af disse oplande.

Dette modelarbejde er første del af opsætningen af en hydrologisk vand- og stoftransportmodel for oplandet. GEUS arbejder sideløbende med en grundvandsmodel, som bærer vand og stof videre fra rodzonen til grundvand og vandløb. Herved kædes hele det hydrologiske kredsløb i oplandet sammen. Denne rapport omhandler alene oplandsmodellering i umættet zone.

Oplandsmodelleringen i umættet zone gennemføres med rodzonemodellen Daisy. Udgangspunktet for modelleringen i Lillebæk oplandet er opsætning af Daisy på 6 jordvandsstationer. Dette arbejde omfatter for hver station opsætning af en Daisy-jordsøjle samt udarbejdelse af en Daisy inputfil for landbrugspraksis for hele overvågningsperioden. Modelparametrene kalibreres ud fra målt grundvandsspejl, den målte nitratkoncentration i 100 cm under terræn samt landmændenes oplyste udbytter for de enkelte marker. Jordopsætningerne på jordvandsstationerne udbredes til hele oplandet. Der udarbejdes Daisy inputfiler for landbrugspraksis for alle marker, og Daisy køres for hver enkelt mark. Modelresultaterne herfra valideres ved sammenligning med målt vandløbsafstrømning og kvælstoftransport fra hele oplandet. Opsætningerne på jordvandsstationerne i Lillebæk er ensartet med opsætningerne i de øvrige 4 landovervågningsoplande.

Nærværende rapport dokumenterer opsætningerne af Daisy på de 6 jordvandsstationer i oplandet til Lillebæk, beskriver metoden for oplandsmodelleringen og viser resultaterne heraf.

Oplandsmodelleringen i umættet zone vil som nævnt blive anvendt som input til en sideløbende grundvandsmodellering. Herudover vil oplandsmodelleringen blive anvendt til dokumentation af udviklingen i vand- og kvælstofafstrømningen fra rodzonen og til scenarieanalyser.

2 Baggrund

2.1 Landovervågningsprogrammet

Landovervågningen blev etableret i 1989/90 som en del af den daværende Vandmiljøplans 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 dette har vist sig velegnet til at eftervise effekten af gældende landbrugspraksis i forhold til nationale tiltag.

2.2 Krav til modelarbejde under Vandrammedirektivet

De fremtidige udfordringer i Vandrammedirektivet stiller imidlertid krav til at vi på et langt mere detaljeret plan kan vurdere effekten af tiltag inden for specifikke vandområder, hvorfor der er behov for at arbejde med langt mere detaljerede modeller. 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 stofkredsløbet kunne modelleres vha. af MIKE-SHE i oplande (Storm et al., 1990). 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 og anvendelse af disse opsætninger 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 anvendes som input til grundvandsmodellen (mættet zone)

De opstillede oplandsmodelsystemer i LOOP kan anvendes til scenarieanalyser, herunder:

- Effekt af ændret landbrugspraksis på kvælstoftransporten til grundvand og vandløb
- Tidsforsinkelser fra 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 frembringe et datasæt til scenarieanalyser af kvælstofudvaskningen fra rodzonen
- At frembringe et datasæt, der skal anvendes som input til modellering i mættet zone.

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 ensartet. Undervejs i forløbet er der afholdt 3 workshops, hvor professor Søren Hansen fra KU-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

I 2004 blev resultatet af et såkaldt DAISY Standardiseringsprojekt publiceret (Styczen, et al, 2004). Heri er angivet en række anbefalinger og standardopsætninger, hvorfor den også kaldes DAISY-STÅBI. I vores modellering har vi trukket på flere henvisninger til Daisy-ståbien og også anvendt opsætninger herfra, hvis det ikke var muligt at anvende målte værdier.

4 Landovervågningsoplandet Lillebæk

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.

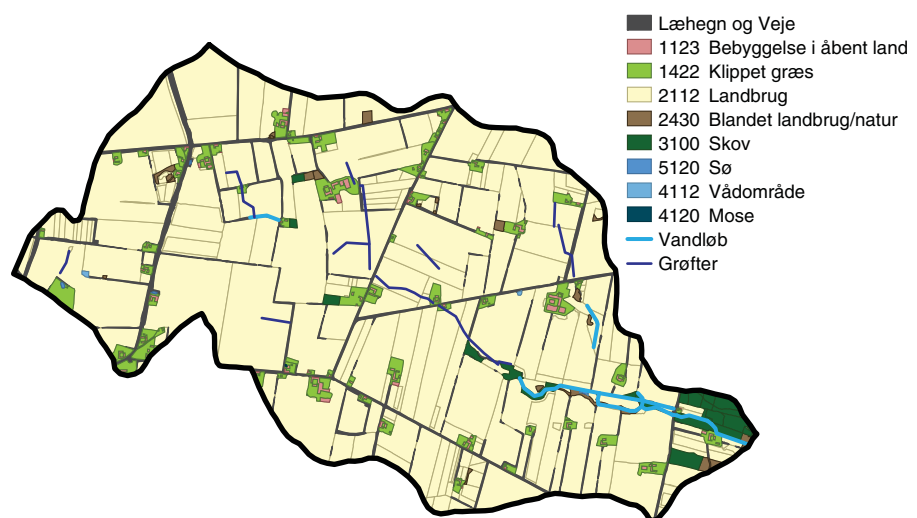
4.1 Oplandets beliggenhed og topografi

Oplandet til Lillebæk ved Oure på Sydøstfyn. Terrænet skrånet svagt med en højdeforskel på 50 m fra vest til Storebælt mod øst. Oplandet er ca. 3,7 km langt og 1,8 km bredt. Oplandet gennemstrømmes af Lillebæk fra det nordvestlige hjørne til det sydvestlig hjørne inden udløb i Storebælt.

Det topografiske opland til Lillebæk udgør 465 ha (4,65 km). Oplandet ligger tæt på Oure på Sydøstfyn og udgør af 88 % landbrug, 2 % skov, 5 % anden natur og 5 % veje og bebyggelse (figur 4.1). På det samlede tema for dræn, grøfter og vandløb ses, at kun en lille del af arealet er drænet og udgør 8 % af oplandet (figur 5.1).

Jordlagene består overvejende af moræneler med indslag af smeltevandssand og ler. Langs vandløbet findes desuden områder, hvor jorden indeholder meget humus. I de dybere jordlag findes et sammenhængende sandlag. De dominerende jordtyper i oplandet er klassificeret som sandblandet ler (86 %) og lerblandet sand (4 %) (Jensen og Madsen, 1990) På 10 % af arealet er der ikke-klassificeret jordtyper, hvor arealet er vej, natur og bebyggelse.

Figur 4.1. Arealanvendelse i Lillebæk Bæk-oplandet baseret på markkort 2003.

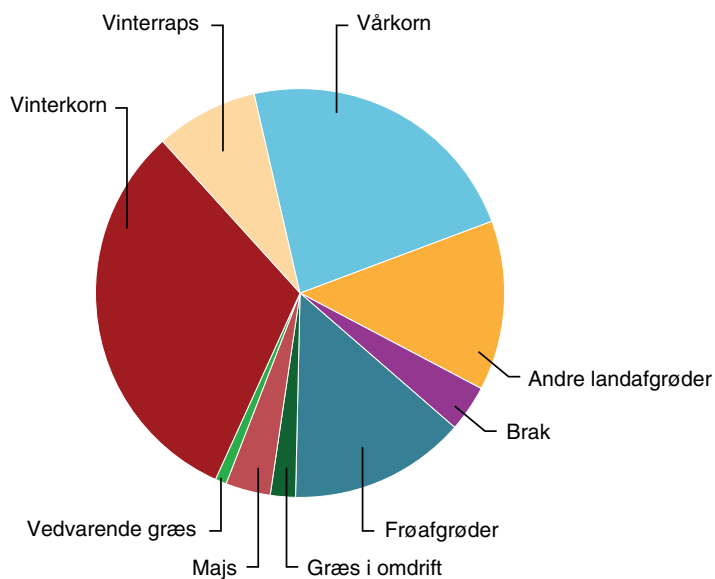


4.2 Landbrugspraksis

Landbruget er karakteriseret ved at være et udpræget korndyrkningsområde. Afgrødefordelingen i 2003 bestod af vinterkorn (35 %), vårkorn (32 %), frøafgrøder (5 %), græs i omdrift (4 %), vedvarende græs (1 %), øvrige afgrøder (21 %) og brak (1 %) (figur 4.2).

Oplandet er husdyrintensivt. I 2003 blev der udbragt husdyrgødning svarende til 0,99 DE/ha. Svineproduktionen tegnede sig for 75 % af dyreenhederne i oplandet.

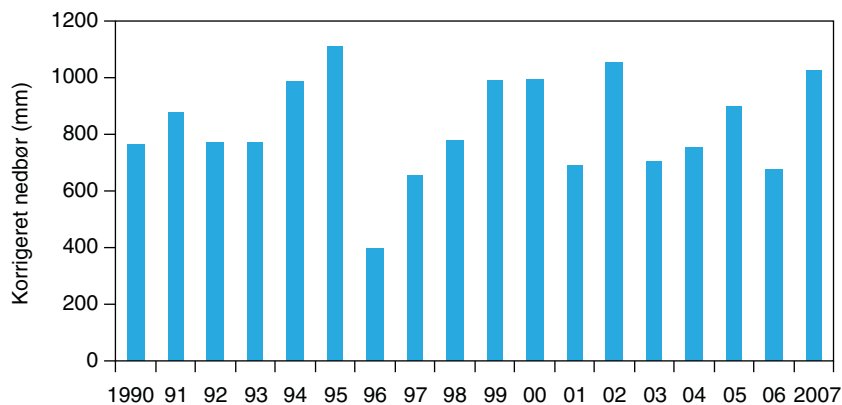
Figur 4.2. Arealgrødefordelingen i Lillebæk-oplandet.



4.3 Nedbørsforhold

I overvågningsperioden (1990-2007) har den gennemsnitlige nedbør ligget på 831 mm (korrigeret til jordoverfladen). Der har dog været store årlige variationer som vist i figur 4.3.

Figur 4.3. Korrigeret årlig nedbør (1990-2007) fra 10 km klimagrid i oplandet til Lillebæk.



5 Data fra Landovervågningsprogrammet

Som tidligere nævnt blev Landovervågningsprogrammet etableret i 1989/90, og der foreligger i dag en måleserie på 18 år. Overvågningen består af årlige interviewundersøgelser af landbrugspraksis samt målinger i samtlige dele af vandkredsløbet. Der foretages løbende målinger af næringsstofkoncentrationer i jordvandet og i det øvre grundvand ved 6 jordvandsstationer (ST) samt næringsstoftransport i vandløbet (VL). Målinger i vandløbet integrerer de 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

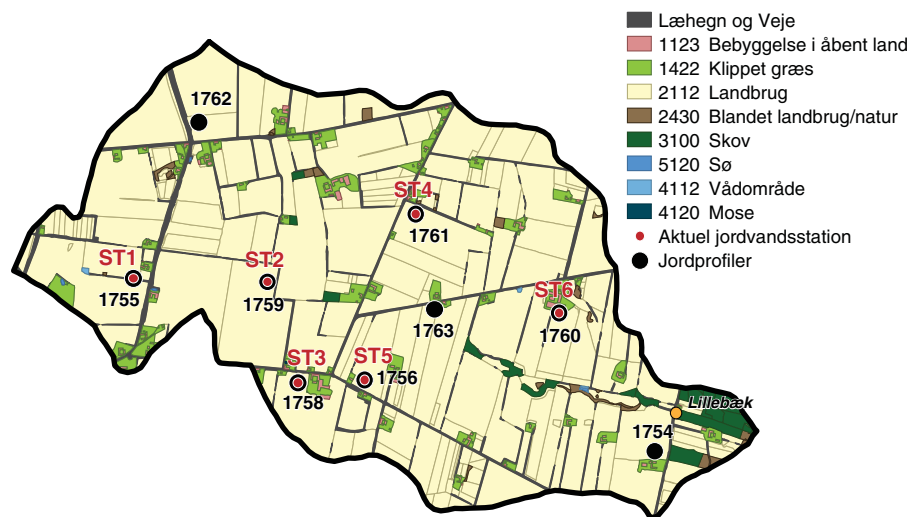
Interviewundersøgelsen omfatter indsamling af oplysninger fra landmændene om afgrøder, tidspunkter for såning, høst og pløjning, tidspunkt og mængder af gødningstildeling samt høstudbytter af hovedafgrøder, efterafgrøder og halm. Data er indberettet af amtet/miljøcentret via IMARK indberetningsproceduren for perioden 1990-1998 og via et tilrettet bedriftsløsningsprogram (DLBRIT) 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 normtal for næringsstofindhold i afgrøderne (Landsudvalget for kvæg, 1993, 1995, 2000, 2005; Grant 2002).

I forbindelse med den årlige interviewundersøgelse udarbejder Miljøcentrene et digitalt GIS-baseret oplandskort (markkort) med oplysninger om de enkelte markers placering. Kortene opdateres i forhold til ændringer af skelgrænser, 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 attributtabeler 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.

Figur 5.1. Kort over oplandet Lillebæk med målestationernes placering. VL er vandløbsstationer, ST er jordvandsstationer og numrene refererer til profilmålinger.



5.2 Profilanalyser

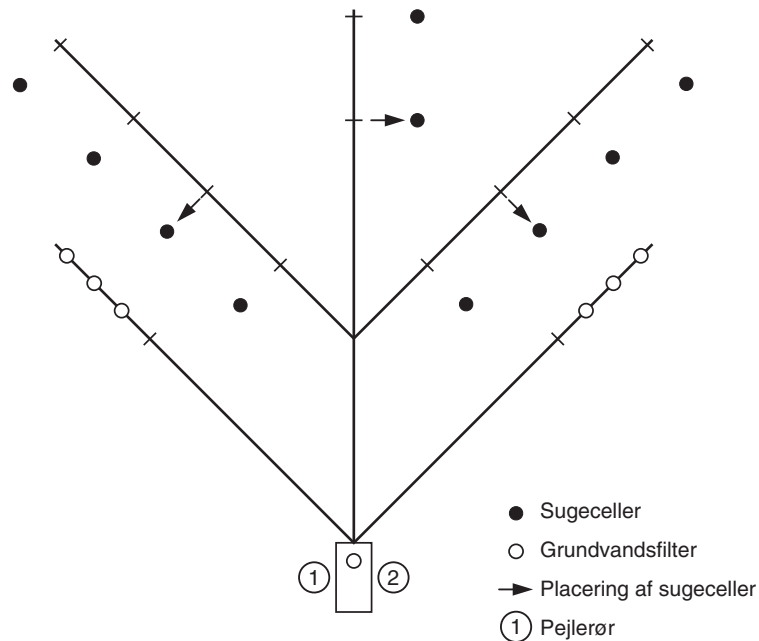
I forbindelse med etablering af overvågningsprogrammet i 1989/90 blev der foretaget en profiludgravning ved jordvandsstationerne samt ved enkelte øvrige lokaliteter i oplandet (figur 5.1). Der blev gennemført en beskrivelse af jordhorisonterne samt udtaget jordprøver til bestemmelse af horisonternes 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.). I denne profilundersøgelse viste det sig, at volumenvægtene i topjorden var usædvanligt høje, hvorfor undersøgelsen blev gentaget af DJF i 1998/1999. De to sæt profilmålinger udgør baggrundsdata for opsætning af jordsøjlerne til Daisy-modelleringen.

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 5.2). Hver jordvandsstation er etableret med 10 tensiometerceller (sugeceller) placeret under rodzonen i ca. 100 cm dybde. Cellerne er fordelt i strenge i et V-formet mønster inden for et areal på ca. 100 m² (DMU, 2005).

Figur 5.2. Skitse af sugeceller-
nes placering under rodzonen i
ca. 100 cm dybde.



Der udtages prøver ugentlig i afstrømningsperioden (september-juni), og i sommerperioden udtages prøverne månedligt, såfremt der er vand i sugecellerne. Prøverne analyseres for næringsstofindhold (pH, nitrat, ammonium, total N, ortho P og total opløst P). Vandafstrømningen (perkolationen) fra rodzonen modelberegnes på døgngniveau. Kvælstofudvaskningen beregnes på baggrund af en afstrømningsvægtet interpolation af N-koncentrationerne og den modellerede perkolation. Jordvandsdata anvendes til kalibrering af Daisy-opsætningen på jordvandsstationerne.

5.4 Vandløbsmålinger

Der foretages afstrømningsmåling og kemisk analyse på vandløbsvand med det formål at kunne beregne vandafstrømning fra oplandet, samt at beregne transporten af kvælstof og fosfor, der strømmer fra oplandet.

Der er etableret én hovedvandløbsstation, som repræsenterer den totale næringsstoftransport fra oplandet. Vandafstrømningen måles kontinuerligt. Der udtages punktp prøver 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 beregnes af amt/miljøcenter pr. døgn.

5.5 Klimadata

Det er i NOVANA aftalt, at der i hele overvågningsprogrammet skal anvendes klimadata fra DMI's gridnet. Der er således hentet data hjem for døgngnedbør fra 10*10 km² grid 10436 og 10437, og temperatur og global indstråling 20*20 km² grid 20122. Nedbørsdata korrigeres til jordoverfladen i henhold til Allerup et al. (1998).

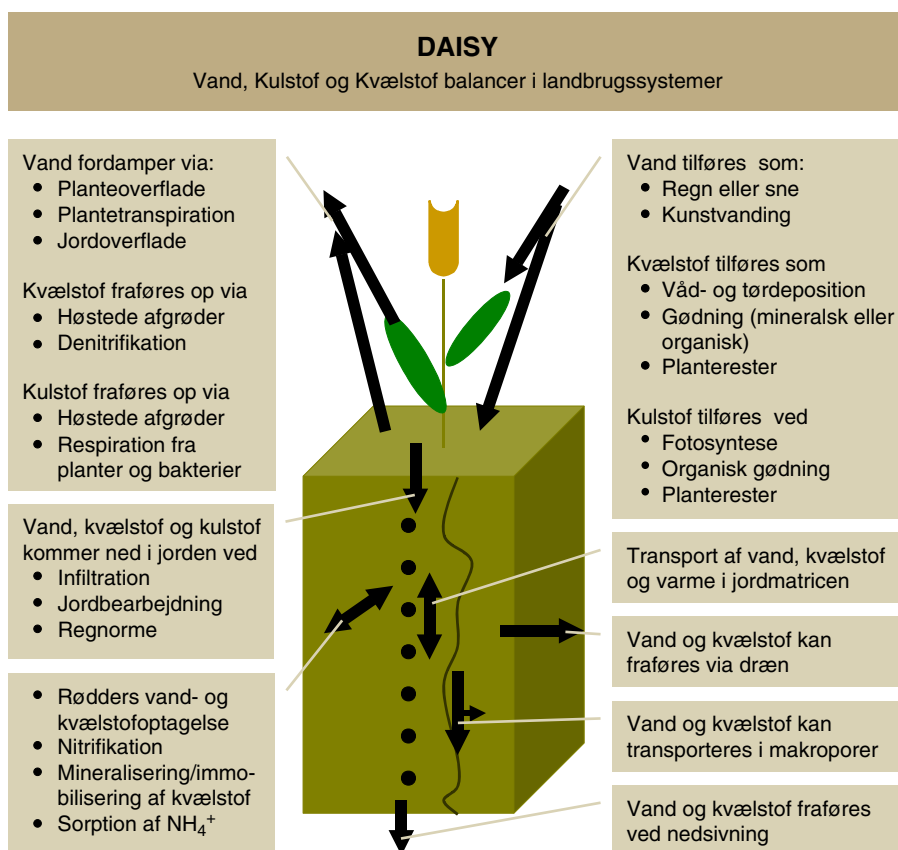
6 Modelleringsværktøj

6.1 Daisy-modellen

Rodzonomodellen 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 jordsystemet for den umættede zone (figur 6.1). 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.

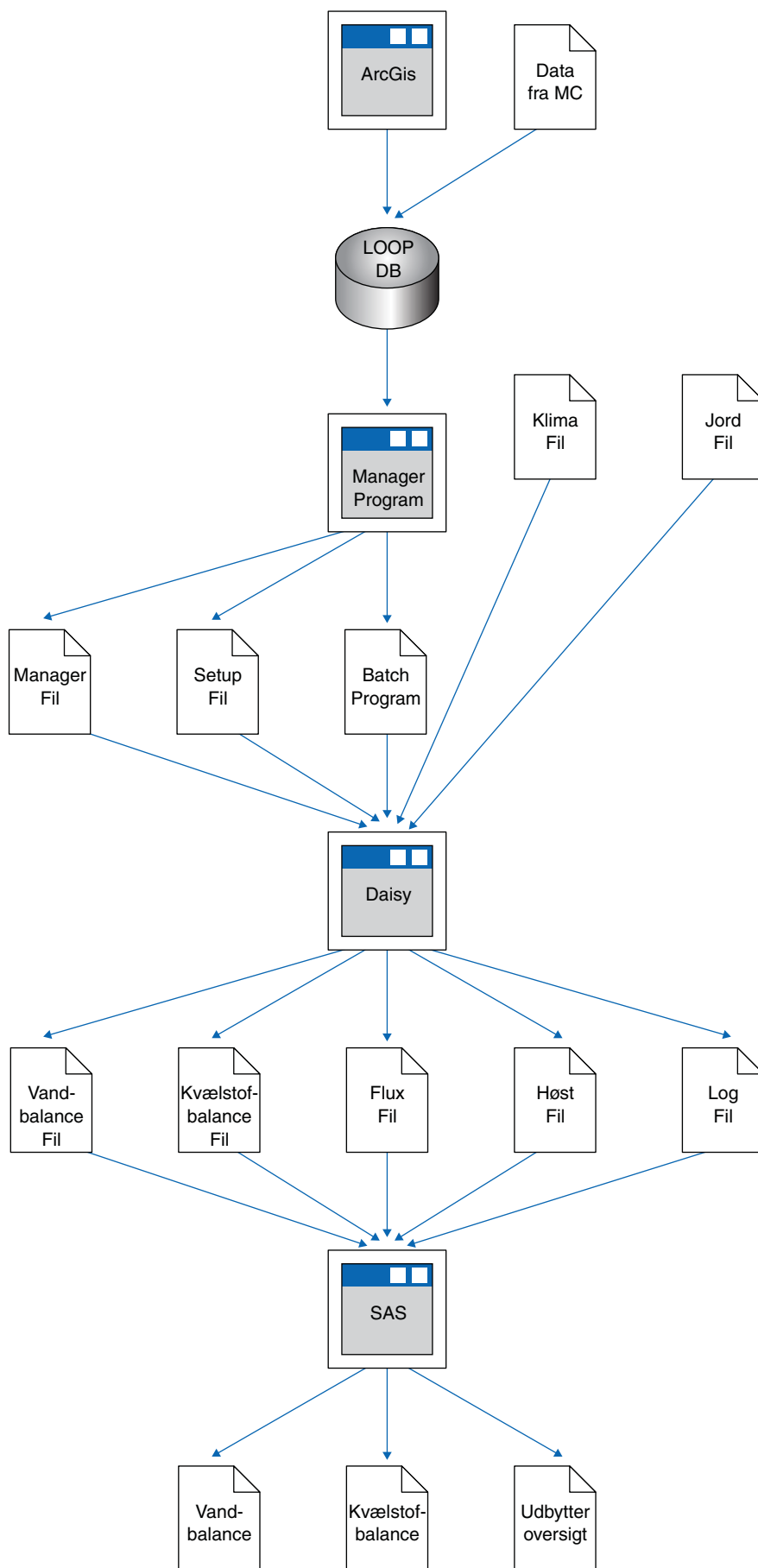


6.2 Daisy Input

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 de 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-modelleringer 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). I managerfilen registreres markoperationer på timebasis, og det er vigtigt at kronologien i managerfilen er rigtig.

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 syntaks 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 "Vårbyg Standard". Hvis der mangler mere end 3 års data, udskrives en bemærkning, og der arbejdes ikke videre på denne mark.

Udvikling af programmet til automatisk opsætning af managerfiler har budt på en del problemstillinger, idet data fra AGRI-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 rapporter i NOVANA og i Daisymodelleringer.

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.	Daisy arbejder på én mark igennem et helt sædskifte. 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

```
Defraction "LOOP4_st1" activity

(wait (at 2005 4 12 1)) (fertilize ( mineral ( weight 69)
(NH4_fraction 0.5))) ;NS 28- 4 (amm.nitrat)
wait (at 2005 4 20 1)) (fertilize ( slurry (weight 27.57) ;slagtesvin_gylle
gbm(weight 35.9)
      (dry_matter_fraction 0.065)
      (total_N_fraction 0.09)
(total_C_fraction 0.4)
      (NH4_fraction 0
(volatilization 0.2) )
      (from 0) (to -1) );Korrektionsfaktor 1
      (wait (at 2005 8 22 0)) (harvest "Vinterhvede sen"
      (sorg 0.99)(leaf 0.7 ) (stem 0.7)(stub 10.0 [cm]))
(wait (at 2005 12 15 0)) (plowing)
(wait (at 2006 4 4 4)) (sow "Vaarbyg Kalib" )
(wait (at 2006 4 4 6)) (sow "Graes sen" )
(wait (at 2006 5 5 1)) (fertilize ( mineral ( weight 56)
      (NH4_fraction 0.5))) ;NS 28-5
(wait (at 2006 5 15 1)) (fertilize ( slurry (weight 15.81) ;slagtesvin_gylle
      (dry_matter_fraction 0.065)
      (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 2006 8 23 0)) (harvest "Vaarbyg Kalib"
      (sorg 0.99)(leaf 0.01 ) (stem 0.01)(stub 10.0 [cm]))
(wait (at 2006 8 23 2)) (harvest "Graes sen"
      (sorg 0.6 ) (leaf 0.6 ) (stem 0.6)(stub 10.0 [cm]))
(while      (wait (at 2006 11 1 2)) (repeat cut_grass))
      (harvest "Graes sen"
      (sorg 0.6 ) (leaf 0.6 ) (stem 0.6)(stub 10.0 [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 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 analyseres 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 standard værdier 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 græsafgrøde, der sås sammen med kornet.
- Hvis hovedafgrøden er helsæd og grønkorn antages, at der altid er et udlæg, dvs. der defineres en græsafgrøde, 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 stubbehøjde 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 kernes 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 4000 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 græsafgrøde, 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 afpudding 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 DLBRIT 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; dog hvis gødningen også findes i DLBRIT, anvendes ammoniumfraktionen 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 formlen: $N \text{ mængde} / (\text{Tørstof fraktionen} * N \text{ fraktionen i tørstof} * 1000)$.

I managerfilen angives tørstofindholdet (dry_matter_fraction) samt fraktionen af total N (total_N_fraction) og ammonium (NH₄_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 genberegnete normtal (Bilag 2). Korrektionsfaktoren er angivet som en overordnet faktor for gødningstypen opdelt på kvæg og svin, hvis denne information foreligger, men uafhængig af stalddtype 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 1/5 og 1/7. Fordampningen er antaget at svare fordampningen fra kvæggylle givet til græs med udbringningsmåden bredspreddning.

Koefficienterne for de enkelte afgrøder er angivet i bilag 3.

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.

Parametre til beskrivelse af jordens horisonter er som udgangspunkt taget fra beskrivelser i Jordprofilundersøgelsen i 1990 (Jensen og Madsen, 1990). For to af de seks stationer er der valgt at anvende nye data for jordbund, hvor jordbundsundersøgelsen blev udført af DJF i 1998. Dette gælder for station 3, idet jorden i ADK's undersøgelser blev beskrevet som opfyldt af gamle murbrokker m.v., og for station 1 er det valgt at anvende de nyere data, idet pF-kurvenerne i ADK's jordbundsundersøgelse var for stejle til at kunne beskrive vandtransporten.

6.4.1 Jordhorisonter

Eksempel på en *defhorizon*- og *defcolumn*-beskrivelse.

```
defhorizon "Ap DJF St1" ISSS4
  (clay 16.7 [%])
  (silt 20.8 [%])
  (fine_sand 34.4 [%])
  (coarse_sand 26.4 [%])
  (humus 1.7 [%])
  (dry_bulk_density 1.58)
  (C_per_N 9.2)
  ;(SOM_fractions 0.9 0.1)
  (hydraulic M_vG
  ; van Genuchten/Mualem functions
  (alpha 0.090302)
  (n 1.14509)
  (l -3.12)
  (K_sat 1.71)
  (Theta_sat 0.3926)
  (Theta_res 0)))

-----

(defcolumn "L4St1_pipe" default
  (Bioclimate default
    (pet makkink)) ;(pet weather)
  (Soil(horizons
    (30 "Ap DJF St1") ;
    (-45 "A2 DJF St1")
    (-70 "B DJF St1")
    (-650 "C DJF St1"));600

(MaxRootingDepth 100) ;jb 7 100 cm iflg staabi
;Max root depth determined by soil (cm)
  (dispersivity 5));(cm)
```

C/ha/y)	(OrganicMatter (init (input 2686 [kg
	(root 1129 [kg C/ha/y])
	;(background_mineralization 0 [kg N/ha/y])
	(end -30.0 [cm]))))
(Groundwater pipe	
	(L 1800)
	(Z_aquitard 2.5 [m])
	(K_aquitard 1.0E-3)
	(pipe_position -100))

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

- n (fortæller noget om porestørrelser)
- α (luftindtrængningsværdien)
- θ_r (vandindhold – mættet (s) og residual (r))

Desuden defineres jordens mættede hydrauliske ledningsevne (K_s) og l værdi ((poreturtositet – '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^{-14} m/s ved pF 4,2 for typiske danske jorde (S. Hansen, pers med). Oversigt over anvendte jordparametre i Daisymodelleringen fremgår af Bilag 4b.

Daisy-modellen er kalibreret til jorde med humusindhold på ca. 2,0-3,0%. Hvis den jord, der skal modelleres, har et højere humusindhold, vil der være behov for at kalibrere på jordens humuspuljer, hvor

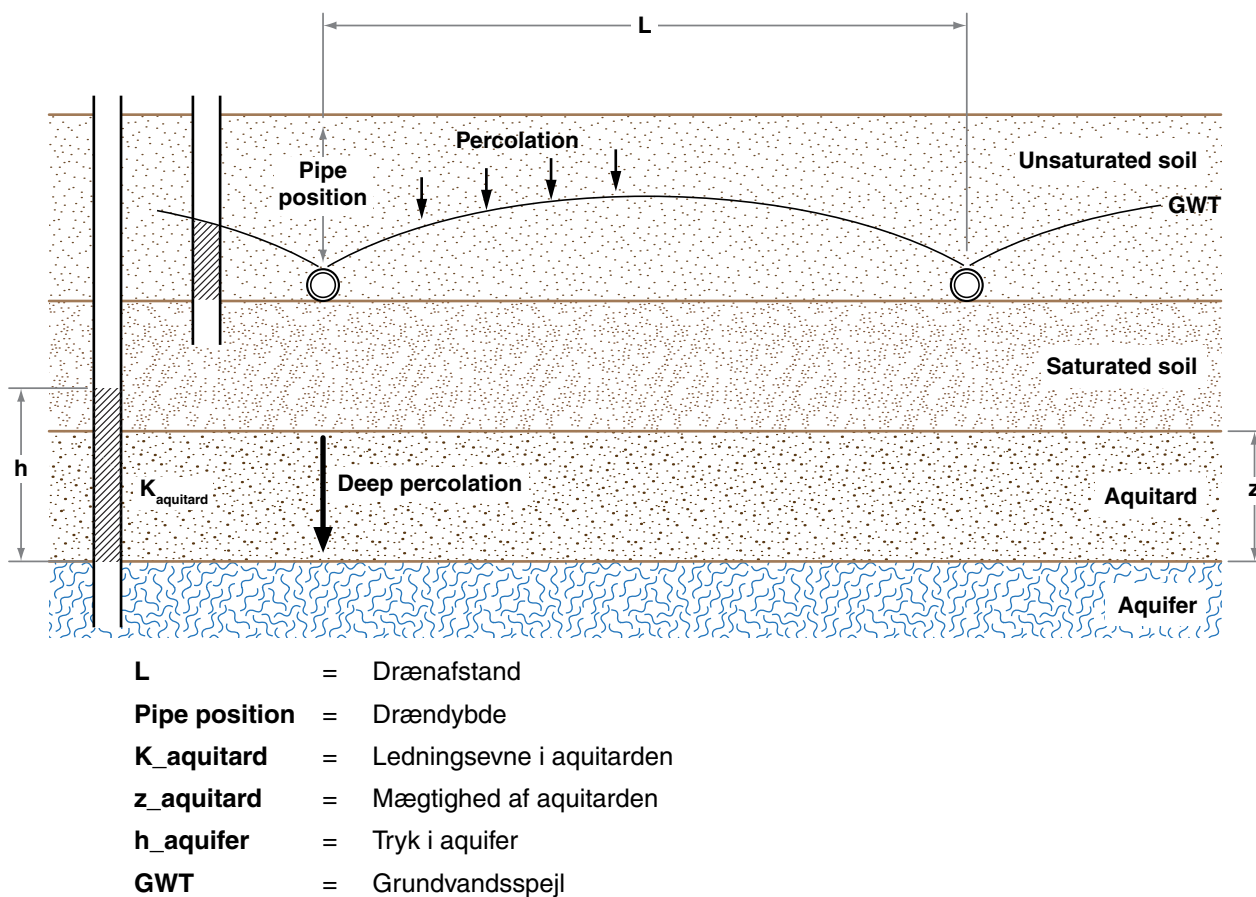
- SOM1 - langsom omsættelig pulje
- SOM2 – hurtig omsættelig pulje
- SOM3 – inert pulje

6.4.2 Nedre rand

Bunden af rodzonen betegnes den nedre rand. Denne fastlægges ud fra grundvandsniveauet. Den nedre rand er defineret i defcolumn. Der kan være tale om:

- Fri afdræning med dybt grundvandsspejl (defineres som *Groundwater deep*)
- Dræning, hvor grundvandsniveauet modelleres med et vandstandsende lag og herover dræn. Drænparametrene bestemmer grundvandsspejlets beliggenhed (defineres som *Groundwater pipe* – figur 6.3).
- Fastholdt grundvandsspejl (defineres som *Groundwater fixed*)
- Grundvandsniveau bestemt gennem en inputfil med målt grundvandsstand (defineres ved *Groundwater file "..."*).

I modelleringen i Lillebæk er alene anvendt fri afdræning og dræning.



Figur 6.3. Oversigt over parametre der skal defineres ved opsætning af nedre rand med dræn.

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 fra 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

Disse depositionsparametre svarer til en årlig deposition på ca. 16 kg N/ha, afhængig af årets nedbørsmængde.

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 outputfiler, der ønskes udskrevet, defineres i Setupfilen. Til oplandsmodelleringen 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 og tab ved udvaskning fra rodzonen, ved denitrifikation og ammoniakfordampning. De enkelte poster er angivet både for Nitrat-N, 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, fordampning fra jord og vegetation og perkolation.

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

6.7 Modellens anvendelighed

Den kvalitet, som inputdata til modellen har, afspejles i modelleringen. Præcise data er vigtige for en præcis modellering. På jordvandstationerne er jordforholdene målt, mens landbrugspraksis er baseret på oplysninger fra landmændene, desuden er ikke alle ejendomme/marker i oplandet med i interviewundersøgelsen. Datagrundlaget er derfor ikke egnet til en egentlig validering af Daisy-modellen, men er i højere grad anvendelig til at teste, om en detaljeret rodzonemodellering som Daisy kan anvendes på et forholdsvis overordnet datagrundlag, som det der er indhentet i Landovervågningen.

Modelleringen med Daisy kan give god information om, hvorvidt fx målte jordvandskoncentrationer, grundvandsstand og modelresultater hænger sammen. Hvis data og modelresultater ikke hænger sammen, kan der være mistænkelige værdier i inputdata eller forhold fra almindelig landbrugspraksis, som Daisy-modellen endnu ikke er god til at håndtere, evt. fordi Daisy ikke er kalibreret til at kunne fungere under ekstreme jord- og klimaforhold.

7 Opsætning af Daisy på jordvandsstationerne

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:

Første trin er at få vandbalancen på plads i forhold til målt grundvandsstand, drænafstrømning og viden om fordampning generelt. Dette sker 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. Det er valgt at foretage kalibreringerne ud fra overordnede principper. Det betyder, at drænparametrene er kalibreret til at reflektere dynamikken og afstrømningsmængden i de målte dræn. Afgrøderne er kalibreret ensartet på alle jordvandsstationer.

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

7.1 Opsætning af jordfil og kalibrering af jordparametre og afgrødeparametre

7.1.1 Jordparametre på jordvandsstationerne

Data til opsætning af jordens tekstur, humusindhold, C/N og volumenvægt fremgår af bilag 4a. Jordens porøsitet bestemmes ud fra volumenvægten og svarer til vandindholdet i jorden ved fuld vandmætning, dvs. ved pF 0. Som beskrevet i kapitel 6.4 er jordens mættede hydrauliske ledningsevne og l beregnet ud fra jordens tekstur og volumenvægt ifølge HYPRES. Størrelsen af jordens volumenvægt, og dermed porøsiteten, er afgørende for beregningen af den mættede hydrauliske ledningsevne.

De målte volumenvægte for jordvandsstationerne i Lillebæk er høje i forhold til målinger fra tilsvarende jordtyper generelt, fx i forhold til målinger rapporteret i Jacobsen (1989). Volumenvægten 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 4b 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 generelt er meget lille, en enkelt er høj og en enkelt negativ. Forskellene mellem pF 0 og pF 1 i Jacobsen (1989) ligger i gennemsnit omkring 5 volumen procent point for alle horisonter (Bilag 4c). I Daisy-opsætningerne er pF 0 derfor korrigeret for A horisonterne, således at

pF 0 svarer til pF1 plus den gennemsnitlige forskel defineret ud fra data fra de tilsvarende jordtyper i Jacobsen (1989). Volumenvægten er genberegnet efter den fremkomne porøsitet. Dette er gjort ud fra antagelsen om, at jorden består af mineraljord, organisk materiale og luft eller vandfyldte porer, hvor massefylden af mineraljord er 2,65 g/cm³ og af organisk materiale 1,3 g/cm³ (Aslyng, 1965). Herefter er den hydrauliske ledningsevne og l genberegnet med HYPRES ved anvendelse af de korrigerede volumenvægte og den målte tekstur (afsnit 6.4.1).

Jordens hydrauliske parametre er beregnet ved at tilpasse de genberegne pF kurver til van Genuchten parametrene α , θ_s og θ_r og n til de målte pF-værdier. De nye beregnede porøsiteter (=vandindhold ved pF 0) 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 α ikke være for lille ($< 0,01$, Søren Hansen, pers. medd.), idet en lille α -værdi udtrykker en stejl kurve. For de to nederste B-horisonter på station 5 og alle horisonter på station 6, er det valgt at tilpasse pF kurverne manuelt, idet automatisk tilpasning gav for lave α værdier.

For jordvandsstation 4 har det ikke været muligt at opnå tilstrækkelig høje α -værdier ved kurve-tilpasning. For denne station er det valgt at anvende ståbi-parametre (se tabel 7.1).

Som udgangspunkt antager Daisy, at kvælstofomsætningen i jorden er begrænset til den øverste A-horizont. Ved jordvandsstation 1, 2, 3, 5 og 6 viste der sig imidlertid at være for lidt kvælstof i systemet, hvis kun den øverste A-horizont blev medtaget i omsætningen af organisk stof. Da der yderligere er et forholdsvist højt humusindhold i A2-horizonten på disse jorde, er det sandsynligt, at denne horisont også deltager i omsætningen af organisk materiale. Det er derfor defineret, at humusindholdet i både Ap og A2-horisonterne bidrager til omsætningen af det organiske stof.

Tabel 7.1. Bemærkninger til jordopsætninger på jordvandsstationer.

Station	Bemærkning
Station 1	Omsætning af organisk stof i jorden medtages til 30 cm under terræn
Station 2	Omsætning af organisk stof i jorden medtages til 45 cm under terræn
Station 3	Omsætning af organisk stof i jorden medtages til 45 cm under terræn
Station 4	Ståbi-jord for alle horisonter, da retentionskurven med målte hydrauliske parametre er for stejl. A-horizonten strækker sig til 25 cm under terræn.
Station 5	Omsætning af organisk stof i jorden medtages til 29 cm under terræn
Station 6	Omsætning af organisk stof i jorden medtages til 63 cm under terræn

7.1.2 Humusjord

Der er ingen jordprofilundersøgelser på humusjordene i oplandet. Opsætningen af humusjorden er derfor taget fra oplandsmodelleringen i et andet lerjordopland: Højvads Rende på Lolland. Den opsatte humusjord anvendes i oplandsmodelleringen kapitel 8 både som en dyrket humusjord og som udyrket mose.

7.1.3 Løvskov

Der er ingen jordprofilundersøgelser på løvskovene i oplandet. Der anvendes jordopsætning fra station 2 på løvskovsarealet. Dog sættes 99 % af jorden organiske kulstof i A-horisonten i den inerte pulje (Grant et al., 2009).

7.1.4 Naturarealer

Der findes ikke målinger af jordvand på naturarealer og arealer ved bebyggelse. Til brug for modellering på disse arealanvendelsestyper anvendes jordopsætningen på station 3, 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 et passende 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 A-horisonten i den inerte humuspulje (SOM3 puljen).

7.1.5 Nedre rand af jordprofilerne

Grundvandet ligger relativt højt i Lillebæk-oplandet, oftest mellem 1 og 6 meter under terræn.

Til fastlæggelse af den nedre rand i Daisy-modellen er alle stationer opsat med dræn i 1,0 meter under terræn, idet alle marker med jordvandsstationer er drænede. Fluktuationer i grundvandsspejlet og grundvandsspejlets niveau er herefter styret af afstanden mellem dræne, dybden til aquitarden og aquitardens ledningsevne. Parametrene for de enkelte jordvandsstationer ses i tabel 7.2 a og de modellerede grundvandsniveauer i tabel 7.b (se drænfigur 6.3 i afsnit 6.4.2).

Parametrene til fastlæggelse af nedre rand i tabel 7.2a er kalibreret på plads i forhold til målte pejlinger ved hver jordvandsstation. En sammenligning af målt og simuleret grundvandsstand ses i figur 7.1. På station 3 er der god overensstemmelse mellem målt og simuleret grundvandsspejl. På station 1, 2 og 4 er overensstemmelsen nogenlunde, men simuleringen er ringere i forbindelse med tørre perioder som fx i 1996. På station 5 og 6 er den målte grundvandsstand meget lavere end den simulerede. Begge stationer er drænede, hvilket tyder på, at der er et sekundært grundvandsspejl, som ikke måles. På begge stationer er der et forholdsvis tæt jordlag, 90 cm under terræn, med et lerindhold på 28 % og 35 % for henholdsvis station 1 og 2.

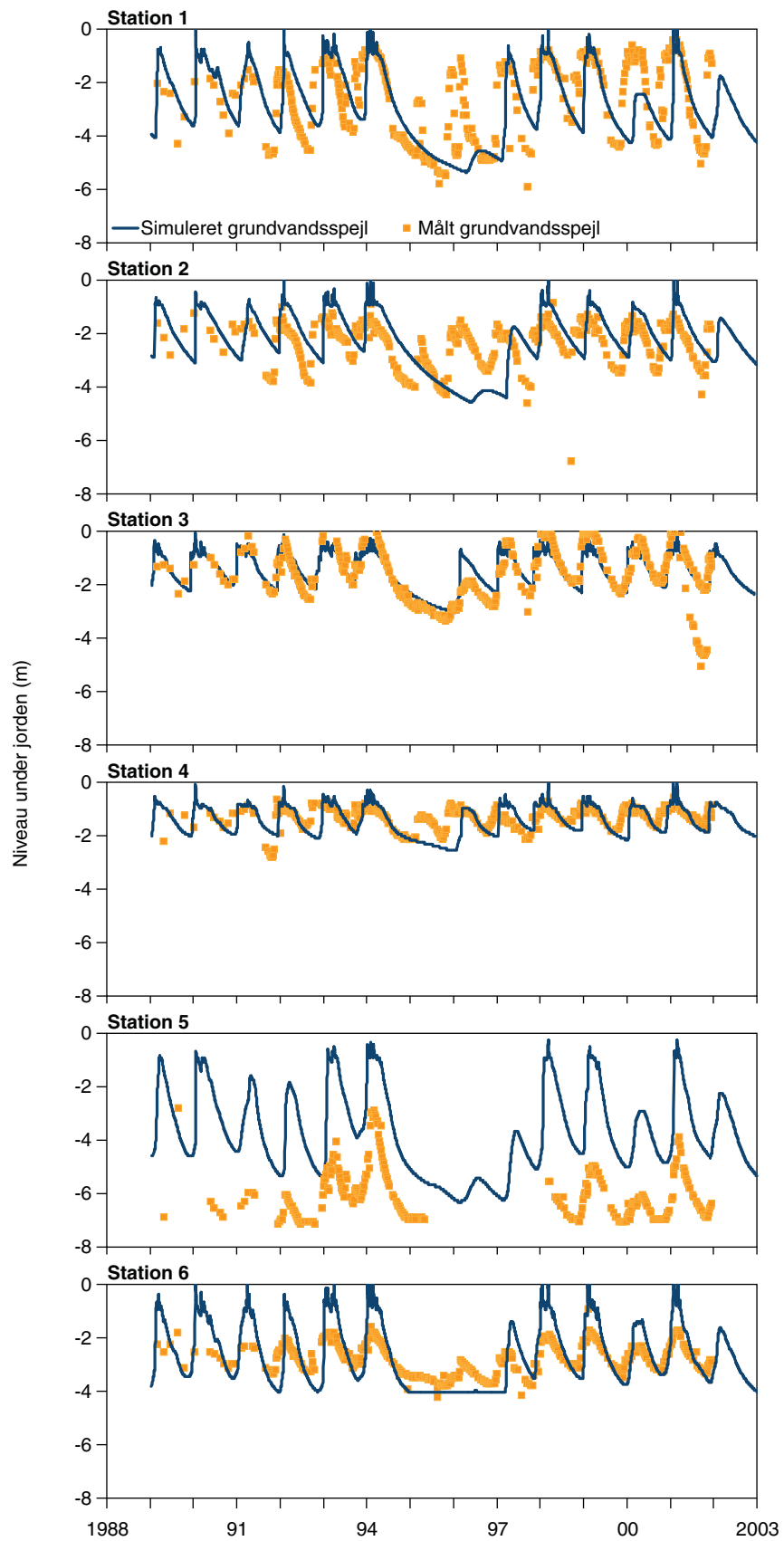
For den dyrkede humusjord er den nedre rand kalibreret til et grundvandsspejl på 1 og 3 meter under terræn (svarer til de målte grundvandsspejl på station 3), og for den udyrkede humusjord (mosejord) er grundvandsspejlet fastholdt på ½ meter under terræn.

Tabel 7.2a. Parametrene for de enkelte jordvandsstationer.

Areal-anvendelse	Jordvandsstation	Drændybde cm	Dræneafstand, m	K aq cm/time	Z	Aquit (cm u.t)
Omdrift	1	-100	18	1,0E-3	2,5	-650
Omdrift	2	-100	18	1,0E-3	2,5	-700
Omdrift	3	-100	18	1,0E-3	2,5	-400
Omdrift	4	-100	18	0,5E-4	2,5	-650
Omdrift	5	-100	18	1,0E-3	2,5	-700
Omdrift	6	-100	18	1,0E-3		-400
Løvskov						
Nåleskov	6	-100	400	4,4E-4	-	-1220
Humus	Humus	-110	18	1,0E-3	-	-700
Mose	Mose	Fastholdt grundvandsspejl på 50 cm u.t.				

Tabel 7.2b. Grundvandsniveauerne på jordvandsstationerne.

Jordvandsstation	Grundvandsniveauer		
	max	min	mean
1	-0.3	-6.0	-2.6
2	-0.9	-6.8	-2.4
3	0.3	-5.1	-1.7
4	-0.6	-2.8	-1.3
5	-2.9	-7.1	-6.1
6	-1.0	-4.2	-2.8



Figur 7.1. Sammenligning af målt og simuleret grundvandsspejl.

7.1.6 Kalibrering af afgrøder

I kalibreringen af afgrøder er det valgt så vidt muligt at anvende samme kalibrering ved alle stationer og i alle 5 landovervågningsoplande. Derfor er nedenstående kalibrering fremkommet som et resultat af arbejdet med alle oplandene. Det har vist sig muligt at anvende ensartet kalibrering i 4 landovervågningsoplande, mens det i det 5. opland (Højvads Rende på Lolland) har været nødvendigt at anvende en kalibrering af kornafgrøderne, der gav højere udbytter.

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)
```

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).
```

7.2 Vandbalancen

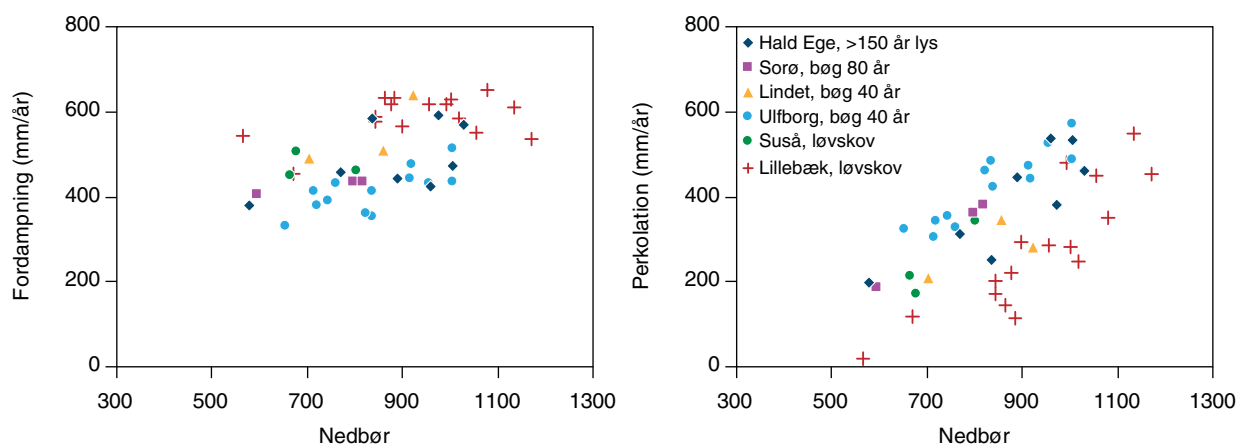
Den gennemsnitlige årlige nedbør udgør 830 mm for perioden 1990-2003 (tabel 7.3). På omdriftsarealerne er referencefordampningen på 621 mm/år, mens den potentielle fordampning varierer mellem 672 mm/år og 687 mm/år. Den aktuelle fordampning er lavest ved station 1 og 3 (543 mm/år) og højest ved station 6 (657 mm/år). Den aktuelle fordampning udgør mellem 87-106 % af referencefordampningen for de 6 jordvandsstationer. Den relativt høje fordampning må tilskrives jordtypen (jb6) og grundvandsspejlets placering, som i forening betyder, at planternes vandtilførsel er nær ved optimal. Den aktuelle fordampning fra landbrugsarealer på lerjord ligger ifølge Styczen et al. (2004) på omkring 90 % af referencefordampningen på de jorde, hvor vandtilførslen er mest optimal.

Perkolationen (afstrømningen) fra jordvandsstationerne med omdrifts-afgrøder ligger mellem 179 og 292 mm/år.

Tabel 7.3. Daisy modelleret vandbalance for jordvprofilstationer i Lillebæk-oplandet. Gennemsnit for perioden 1990/91-2002/03 opgjort på agrohydrologiske år.

Arealanvendelse.	Jordprofil	Nedbør mm/år	Vanding mm/år	Ref_Ep mm/år	Pot_Ep mm/år	Ea mm/år	Perkolation mm/år
Omdrift	St.1	830	0	621	672	543	292
Omdrift	St.2	830	0	621	684	559	275
Omdrift	St.3	830	0	621	687	543	291
Omdrift	St.4	830	0	621	679	579	250
Omdrift	St.5	830	0	621	682	602	233
Omdrift	St.6	830	0	621	687	657	179
Græs på bebyggelse	Bebyggelse græs	830	0	621	713	551	358
Græs på naturarealer	Vedvarende græs	830	0	621	713	550	283
Løvskov	Løvskov	830	0	621	621	582	319
Mose	Mose	830	0	621	723	723	107

For løvskov er den aktuelle fordampning 582 mm/år og perkolationen 319 mm/år. Den modellerede fordampningen for løvskoven i Lillebæk ligger lidt højere end målte fordampninger fra løvskove i landet, tilsvarende er den modellerede perkolation et niveau lavere end målingerne, figur 7.2. Fordampningen fra løvskov er nogenlunde lineær afhængig af nedbøren, men varierer dog afhængig af træernes alder og det aktuelle klima, som især har indflydelse på interceptionstabet i vækstsæsonen. Jordtypens betydning forventes at være minimal, da det ikke er påvist, at fordampning fra samme træart ved samme klima men på forskellig jordbund også har forskellig fordampning (Ladekarl, 2005).



Figur 7.2. Fordampning og perkolation (afstrømning) fra danske løvskove sammenlignet med modelleret Løvskov i Lillebæk oplandet. Hald Ege (Ladekarl et al., 2005a), Sorø, Bøg (Ladekarl et al., 2005b), Lindet og Ulfborg, bøg (Bastrup-Birk et al., 2003), Suså, løvskov (Holst og Kristensen, 1981).

7.3 Kvælstofbalancen

Først gives en gennemgang af de enkelte stationer med hensyn til modellerede udbytter og kvælstofkoncentrationer, hvorefter den overordnede kvælstofbalance gennemgås. Herefter beskrives det modellerede N-indhold i jordvandet og afgrødeudbytterne.

7.3.1 Jordvandsstation 1

På jordvandsstation 1, figur 7.3a er simuleret og målt nitratudvaskning nogenlunde på samme niveau for årene 1990-93, 1996 og 1997 samt

2001, mens der forekommer forholdsvis store afvigelser i de øvrige år. Den simulerede N-koncentration er ca. halvt så stor i 1995, hvilket skyldes en for stor simuleret høst af majs året inden. Udbyttet af majs for årene 1990-1994 varierer en del i forhold til de oplyste udbytter. Udbyttet af vårbyg simuleres for lavt i 1998, hvorved N-koncentrationen simuleres for højt årene efter. For de resterende år bliver udbytterne pænt simuleret. Gennemsnitligt er den simulerede udbytte på 147 kg N/ha mens det oplyste udgør 154 kg N/ha.

7.3.2 Jordvandsstation 2

På jordvandsstation 2 (figur 7.3b) følger de Daisy-simulerede nitratkoncentrationer meget pænt de målte værdier. Også på denne station simuleres et meget lille udbytte i det tørre år 1996/97, hvorved nitratkoncentrationen de efterfølgende to år simuleres meget højere end det målte niveau. Vinterhvede simuleres for lille i 2002, hvorved nitratkoncentrationen simuleres for høj i vinteren efter. Dynamikken i udbyttet svinger noget imellem årene, hvor Daisy både simulerer noget lavere udbytte i 1993, 1995, 1996 og 2002, men også højere udbytte i 1991 og 2000. Gennemsnitlig er det simulerede udbytte på 110 kg N/ha på samme niveau som den oplyste på 107 kg N/ha.

7.3.3 Jordvandsstation 3

På jordvandsstation 3 (figur 7.3c) er der forholdsvis store afvigelser mellem de simulerede nitrat koncentrationer og de målte. Tilsvarende er der også store afvigelser mellem modelleret N-udvaskning og samt mellem modelleret udbytte og oplyst. I jordprofilundersøgelsen er det bestemt at jorden ved sugecellerne består af opfyld.

7.3.4 Jordvandsstation 4

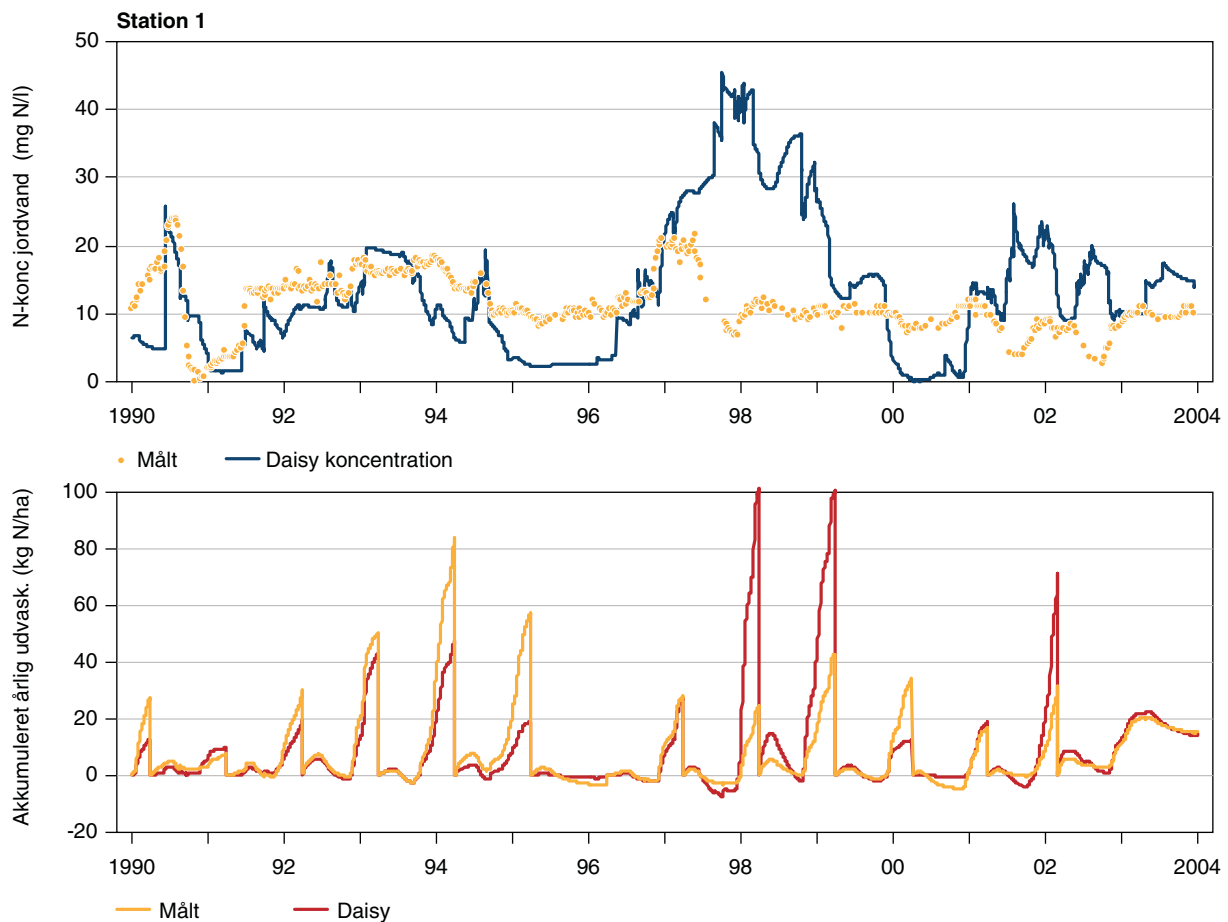
På jordvandsstation 4 svarer de gennemsnitlige simulerede udbytter pænt til de oplyste udbytter, men der er store år til år variationer. Der simuleres et lavt udbytte i det tørre år 1992, hvorved de simulerede nitratkoncentrationer bliver noget højere end de målte i årene efter. I 1998, 2000 og 2002 simuleres et noget højere udbytte end det oplyste. Dynamikken i den simulerede nitratkoncentration er ikke sammenstemmende med dynamikken i den målte. Station 4 er simuleret med en ståbi jord, da pF-kurverne ikke kunne give en fornuftig strømning i jorden.

7.3.5 Jordvandsstation 5

På station 5 svarer de gennemsnitlige simulerede udbytter på 139 kg N/ha nogenlunde til det oplyste niveau på 144 kg N/ha. Der simuleres et højt udbytte af vårraps i 1996, hvor udbyttet af vinterhvede året efter derved bliver lille og den simulerede nitratkoncentration højere end den målte. Desuden bliver der også på denne station simuleret et lavt udbytte i det tørre år 1992, hvorved de simulerede nitratkoncentrationer bliver noget højere end de målte i årene efter. Også i 2001 og 2002 simuleres meget høje nitratkoncentrationer i forhold til de målte, hvilket umiddelbart ikke kan forklares ved udbytterne.

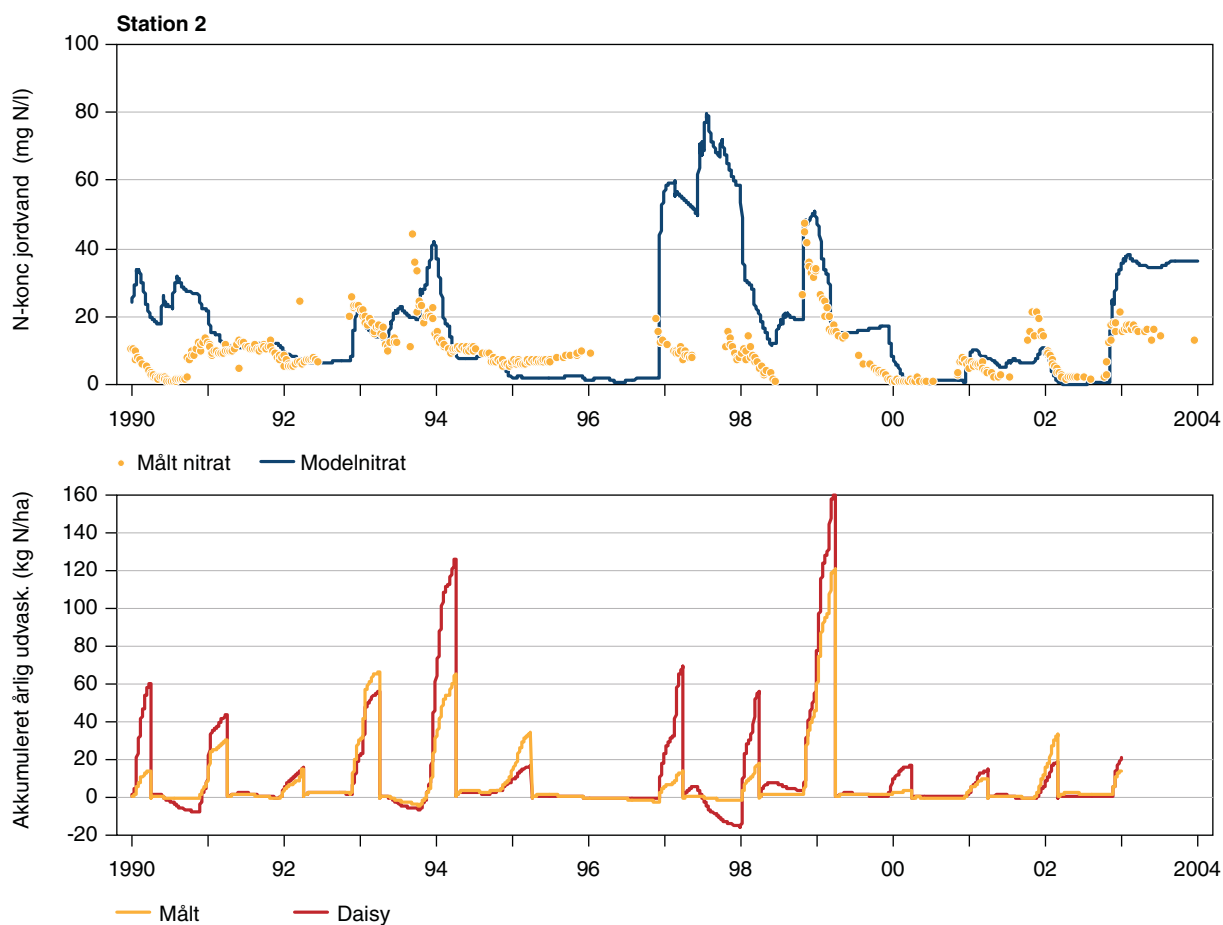
7.3.6 Jordvandsstation 6

På jordvandsstation 6 simulerer Daisy år til år dynamikken i jorden N-koncentration nogenlunde. For det tørre år 1992 simuleres et lidt lavere udbytte end oplyst, hvorved den modellerede N-koncentration er højere i efteråret end den målte. Tilsvarende for 1993 simuleres et lavt udbytte hvorved den simulerede N-koncentration i 1993 og 1994 bliver meget højere end den målte. For 1996-1998. Også for denne station bliver det tørre år, 1992 simuleret et for lavt udbytte, hvorved N-koncentrationen i årene efter simuleres meget højere end de målte værdier. Dog bliver det tørre år 1996 simuleret til et højere udbytte end oplyst, så måske er de hydrauliske parametre for denne station ikke gode nok til at dræne jorden af, hvilket også indikeres af, at det er den station, der har den laveste perkolation på gennemsnitligt 179 for 1990/91-2002/03, mens perkolationen for de andre jordvandsstationer ligger mellem 233 og 292 mm.



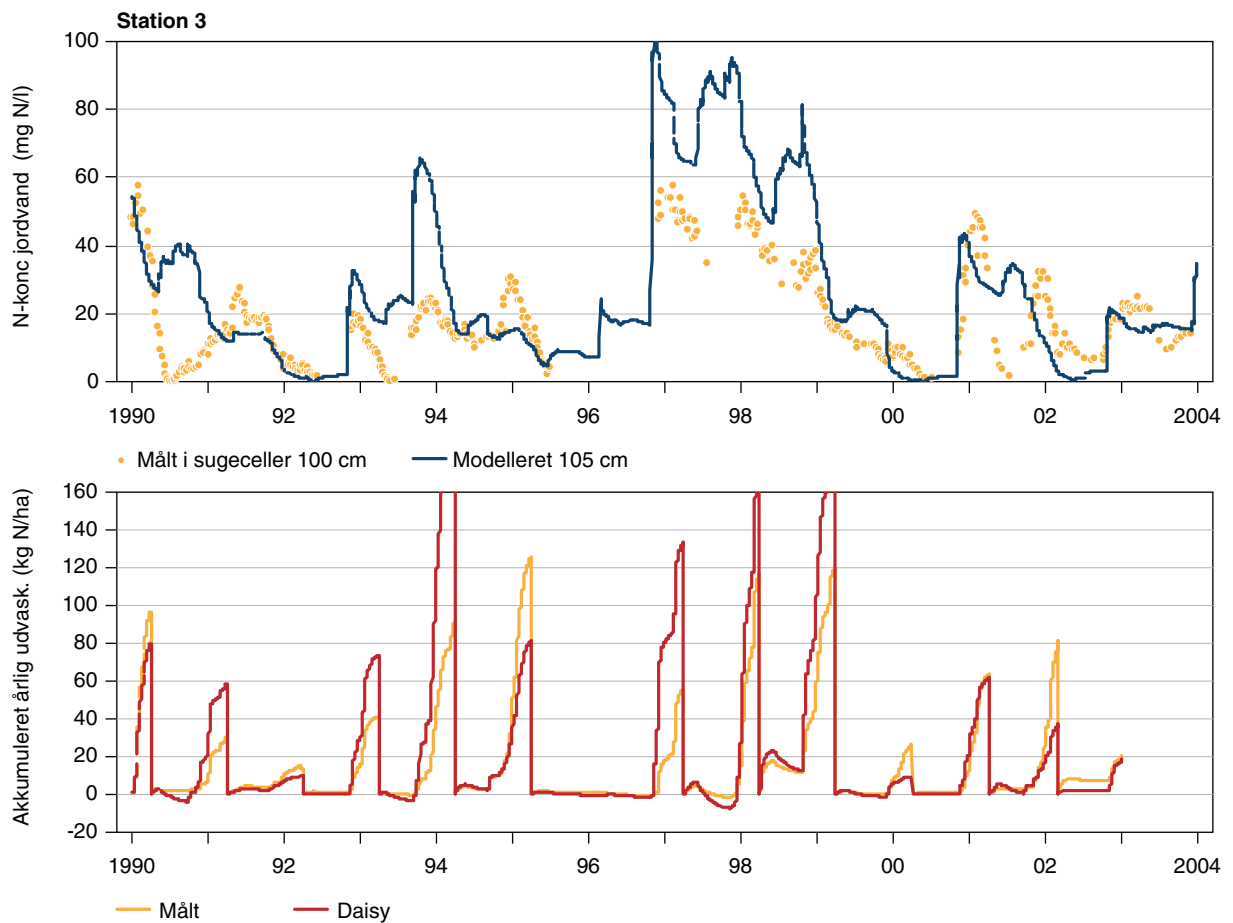
Agrohyd år	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Afgrøde	majs	majs	majs	majs	majs	vårbyg	majs	vihvede	vårbyg	vårbyg	vibyg	viraps	vihvede	
Høstet oplyst	246	184	171	123	154	98	178	173	77	105	134	122	142	147
Høstet	212	147	146	166	171	98	158	135	117	132	138	123	123	154

Figur 7.3a Målt og Daisy simuleret nitratkoncentration (mg N/L) (A), sommeret udvaskning og (kg N/ha) (B) i 1 m dybde på station 1 samt Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter. Station 1.



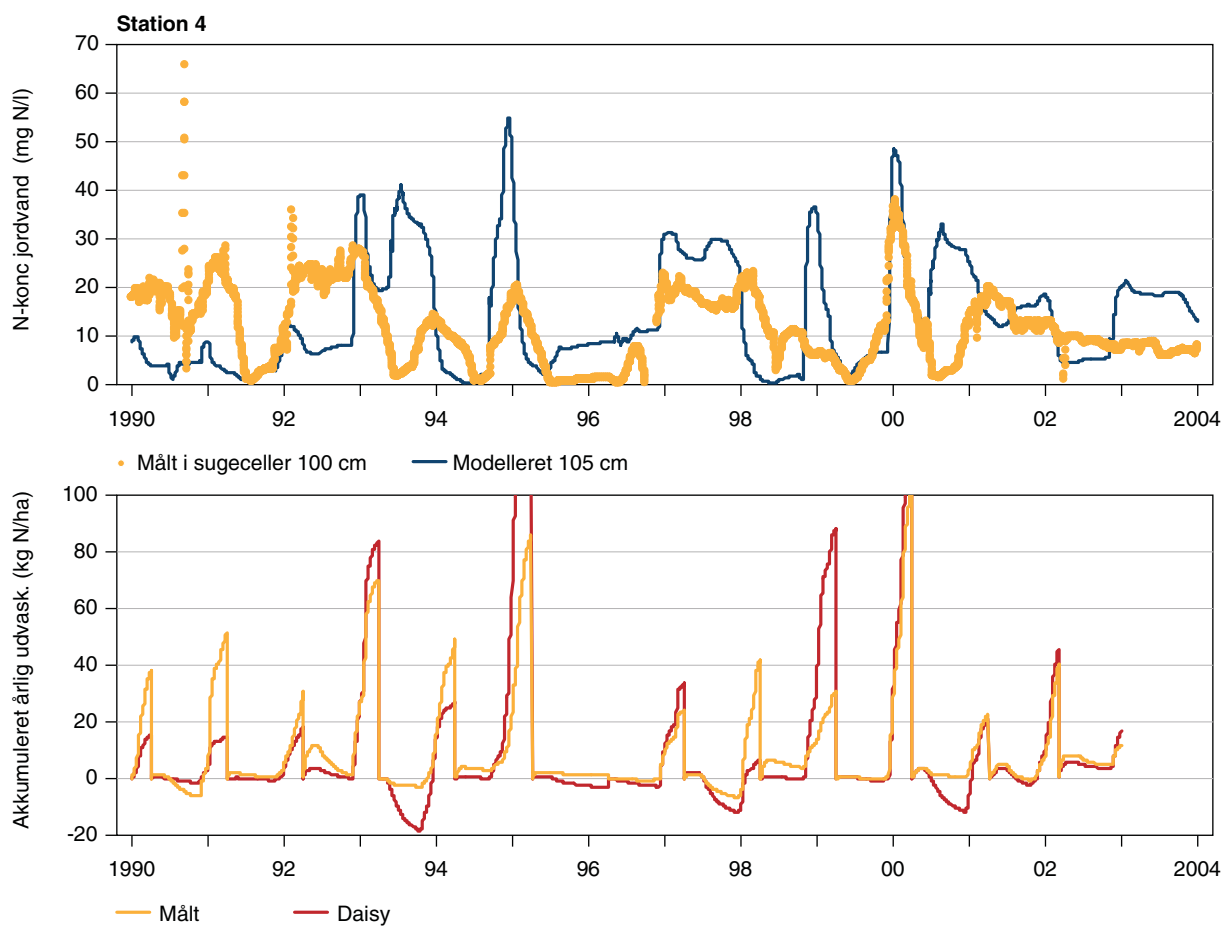
Agohyd år	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
Afgrøde	Hvede vårbyg	Kl.frø	Hvede vårbyg	Ært	Hvede Vi.byg	vi.raps	Rajgræs	Rajgræs	vihvede	hvede				
Høstet oplyst	161	82	26	146	84	157	144	121	127	76	49	138	123	110
	192	130	6	82	95	108	74	143	121	83	99	154	107	107

Figur 7.3b. Målt og Daisy-simuleret nitratkoncentration (mg N/L) (A), summeret udvaskning og (kg N/ha) (B) i 1 m dybde på station 3 samt Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter. Station 2.



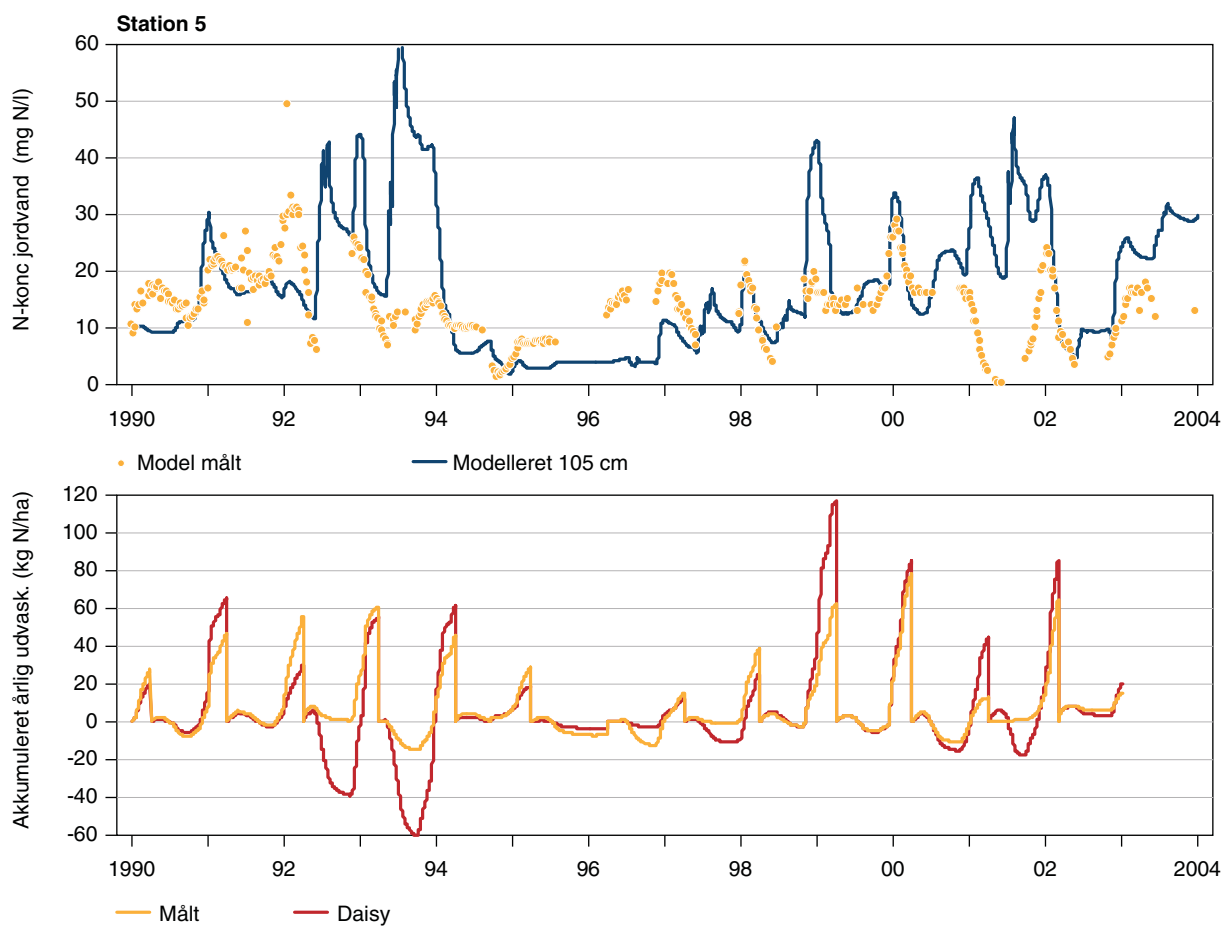
	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
	vihvede	vårbyg	viraps	vihvede	vibyg	viraps	vihvede	vihvede	vihvede	vibyg	viraps	vihvede	vihvede	
oplyst	191	78	124	191	110	102	136	148	139	134	115	138	131	134
model	165	104	104	79	151	119	52	105	142	132	129	130	111	117

Figur 7.3c Målt og Daisy-simuleret nitratkoncentration (mg N/L) (A), summeret udvaskning og (kg N/ha) (B) i 1 m dybde på station 3 samt Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter. Station 3.



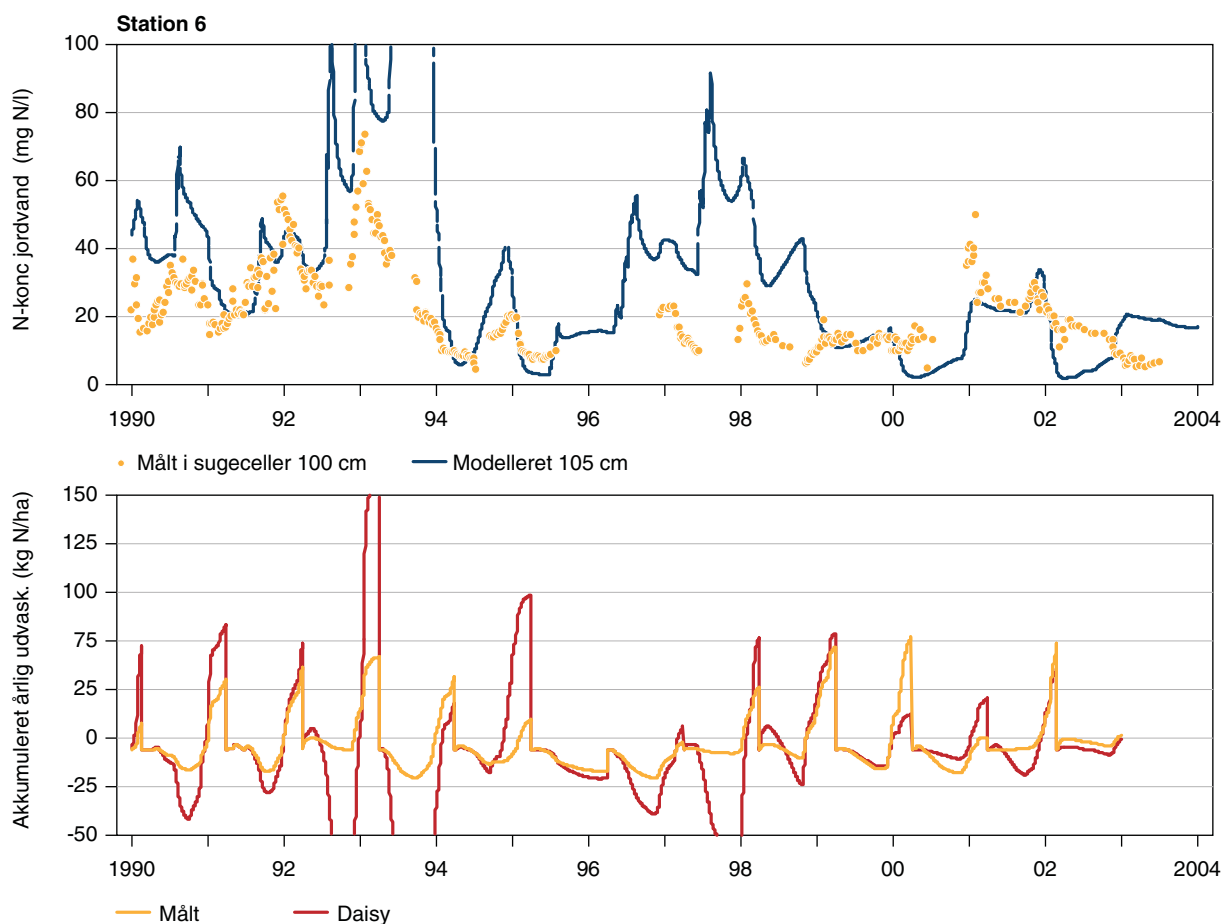
	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns
	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
	Vårrops	Vihvede	Vårbyg	vibyg	viraps	vihvede	vihvede	vibyg	vibyg	viraps	vihvede	viraps	vårbyg	
Oplyst	99	141	74	123	98	173	104	121	119	86	156	131	78	116
Model	118	138	36	125	79	157	115	125	153	89	192	119	114	120

Figur 7.3d Målt og Daisy-simuleret nitratkoncentration (mg N/L) (A), summeret udvaskning og (kg N/ha) (B) i 13 m dybde på station 4 samt Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter. Station 4.



Agrohyd 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	gns
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	
afgrøde	Vårbyg	ært	vihvede	vihvede	roer	vårbyg	vårrops	vihvede	vihvede	vårbyg	vårbyg	viraps	vihvede	
Høstet oplyst														
LfS	144	115	214	167	208	109	119	159	167	105	97	131	140	144
Høstet	103	128	149	174	207	112	160	134	159	113	84	133	120	137

Figur 7.3e Målt og Daisy-simuleret nitratkoncentration (mg N/L) (A), summeret udvaskning og (kg N/ha) (B) i 1 m dybde på station 5 samt Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter.



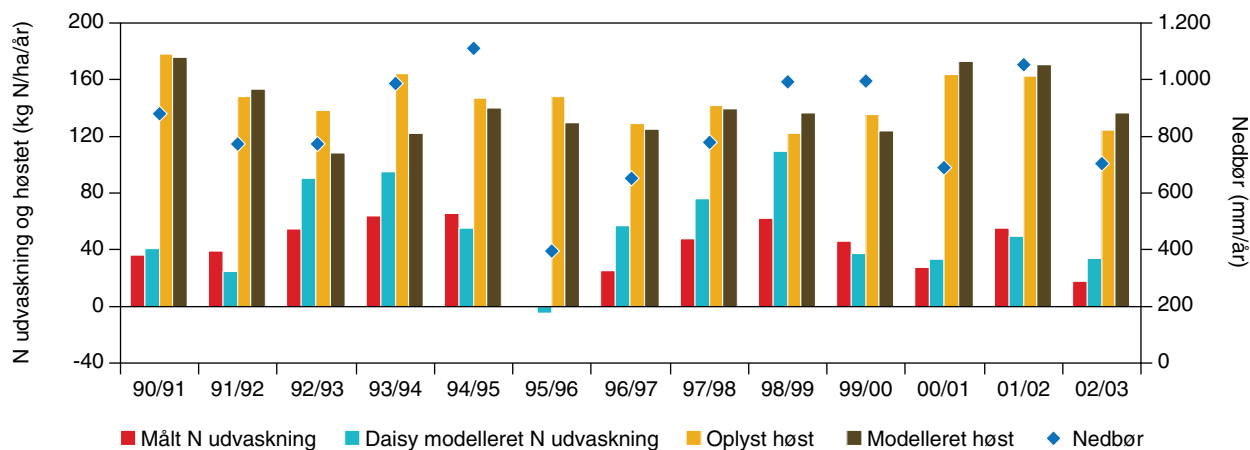
Agrohyd år	90/91	91/92	92/93	93/94	94/95	95/96	96/97	97/98	98/99	99/00	00/01	01/02	02/03	gns 90-2002
Høstår	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	187
Afgrøde	majs	majs	vihve- de	vihve- de	vihve- de	vihve- de	vihve- de	suroer	vår- byg/udlæg	klgræs	klgræs	vår- byg/udlæg	vår- byg/udlæg	183
oplyst	236	236	195	179	191	173	135	151	91	205	282	219	138	187
Model	239	210	178	136	155	140	174	165	122	163	267	244	185	183

Figur 7.3f Målt og Daisy-simuleret nitratkoncentration (mg N/L) (A), sommeret udvaskning og (kg N/ha) (B) i 1 m dybde på station 6 samt Daisy-simulerede og oplyste N-udbytter

7.3.7 Høstudbytterne generelt

For de 6 stationer med landbrug blev der som gennemsnit for hele perioden 1990-2003 modelleret et årligt høstudbytte på 137 kg N/ha, mens de oplyste udbytter var på gennemsnitligt 140 kg N/ha.

I figur 7.4 er der vist de årlige høstudbytter som gennemsnit for de 6 jordvandstationer med landbrug. Det ses, at der er store afvigelser for årene 1992/93 og 1993/94, som formentlig er en effekt af den tørre sommer i 1992. For de øvrige år er der en rimelig overensstemmelse mellem modelleret og oplyste høstudbytter.



Figur 7.4. 4 Årlige modellerede og oplyst kvælstofudbytter, modellerede og målte kvælstofudvaskning som gennemsnit for de 6 jordvandsstationer med landbrug samt årlig nedbør opgjort for agrohydrologiske år, 1990/91 – 2002/03.

7.3.8 Kvælstofudvaskningen generelt

For de 6 jordvandsstationer med landbrug blev der som gennemsnit for hele perioden 1990/91-2002/03 modelleret en årlig kvælstofudvaskning på 54 kg N/ha, som er væsentlig højere end den gennemsnitlige målte udvaskninger på gennemsnitligt kg 40 N/ha. Stor afvigelse mellem modelleret og målt N-udvaskning forekom i årene 1992/92, 1993/94 og 1996/97-1998/99, som formentlig er en effekt af tørre år. For de øvrige år modellerede Daisy en gennemsnitlig udvaskning på 36 kg N/ha, der svarede til det målte på 35 kg N/ha (figur 7.4). Vi vurderer at der må forventes år med stor variation, idet Daisy kun er kalibreret på et overordnet niveau, og input data vil i nogle sammenhænge ikke altid dække variationer i husdyrgødningens N-indhold, afgræsningsdynamik, jordens heterogenitet m.v.

7.3.9 Kvælstofbalancen i modelopsætningerne

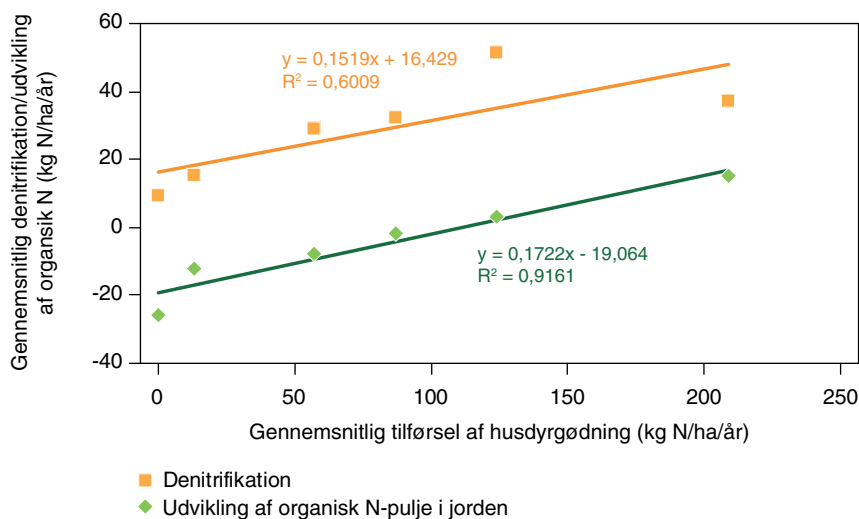
Landbrugsjorden

Af ovenstående ses der store år til år variation mellem simulerede og målte N-koncentrationer. Afvigelserne kan skyldes især de tørre år 1996 og 1997 samt enkelte år, hvor det simulerede udbytte ikke rammer det oplyste niveau.

Jordvandsstation 1, 2 og 3 ligger på jord med et forholdsvist højt humusindhold under pløjelaget på mellem 1,1 og 2 % op til 50 cm dybde. Humusindholdet er i øvrigt ellers på niveau med det generelle niveau for dansk landbrugsjord (Jacobsen, 1989).

Det forholdsvist høje humusindhold i A2 horisonten på disse 3 jordvandsstationer kombineret med en høj tilførsel af husdyrgødning, og dermed organisk N, medfører en moderat udvikling i den organiske N-pulje som udgør en gennemsnitlig nedgang på -2 og -8 kg N/ha på henholdsvis station 1 og 2 og en gennemsnitlig stigning på 3 kg N/ha for station 3 (tabel 7.4).

Figur 7.5. Sammenhæng mellem tilført husdyrgødning og henholdsvis denitrifikation og udvikling af jordens organiske N-pulje. Gennemsnit for 6 jordvandsstationer i Lillebæk for perioden 1991-2003.



Alle jordvandsstationer ligger på jord med et forholdsvis højt grundvandspejl. Kombinationen af et relativt højt humusindhold i dybden af jorden og store tildelinger af husdyrgødning på tre af stationerne medfører en forholdsvis høj denitrifikation, i gennemsnit 29 kg N/ha for stationerne med omdriftsafgrøder (tabel 7.4). Der fremkommer en meget fin sammenhæng mellem mængden af tilført husdyrgødning og ændringen i jordens organisk N-pulje ($r^2=0.91$) samt en vis sammenhæng mellem tilført husdyrgødning og størrelsen af denitrifikation ($r^2=0.60$) (figur 7.5).

Tabel 7.3. Gennemsnitlig Daisy modelleret N-balance (kgN/ha/år) for hver af de 6 jordvandsstationer samt for øvrig arealanvendelse for perioden 1990/91-2002/03.

Jordstation	Omdriftsareal							Skov	Græs bebyg.	Græs natur	Mose
	St 1	St 2	St 3	St 4	St 5	St 6	Gns				
Handelsgødning	123	80	116	161	129	95	117	0	40	0	0
Husdyrgødning	87	57	124	13	0	209	82	0	0	0	0
Deposition	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16	16
N-fixering	0	16	0	0	18	0	6	0	0	0	0
Såsåed	3.2	3.38	3.5	3.8	3.5	3.28	3	0	0	0	0
Total N-input	229	172	259	194	167	324	224	16	56	16	16
NH4 fordampning	8	8	19	1	0	17	9	0	0	0	0
N-udvaskning	39	49	74	46	52	63	54	16	32	7	0
Denitrifikation	32	29	51	15	9	37	29	4	16	11	16
N20 (nitrifikation)	4	4	5	4	4	7	5	1	5	3	1
Høstet modelleret	141	108	117	120	137	180	134	0	-	0	0
Oplyst modelleret	146	110	134	116	144	187	140	-	-	-	-
Total N-output	226	194	265	186	201	303	229	21	53	22	17
Ændring i organisk N i jorden	-2	-8	3	-12	-26	15	-5	-2	4	-4	-1
Ændring i uorganisk N i jorden	0	-2	-5	16	-8	9	2	0	-1	0	0

* landbrugspraksis som for station 2

Skov

Under eksisterende skov (ældre skov) er kvælstofudvaskningen meget lav, i gennemsnit 0-5 kg/ha/år (Callesen et al., 1996). Resultater fra Ionbalanceprojektet (Hansen, 2003) viser dog, at der kan være store år-

lige udsving, ligesom der er store forskelle afhængig af atmosfærisk deposition og jordbund. Udvaskning fra løvtræer er beregnet med jordopsætning for jordvandsstation 2. For løvtræer er der modelleret en udvaskning på gennemsnitlig 16 kg N/ha pr. år. Udvaskningen er således lidt højere, end man generelt ville forvente at finde i gammel skov.

Mosejord

Modelleret udvaskning fra mosejord er 0 kg N/ha, og denitrifikationen fra mosejorden er 16 kg N/ha.

Græs ved bebyggelse og naturarealer

Modelleret udvaskning fra naturarealer er 7 kg N/ha, hvilket også er lidt højere end man generelt ville forvente, mens der på gødede græsarealer i urbane områder modelleres en udvaskning på 32 kg N/ha.

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 søjlemodel, men ved at køre Daisy for hvert enkelt gridpunkt bliver det muligt at udvide 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 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. Således foreligger der til oplandsmodelleringen et markkort for hvert år fra 1990 til 2007, dvs. 18 års markkort. Markkortene indeholder en attributtabel med oplandsnr., ejendomsnr. og marknr. Samme oplysninger findes i AGRI-databasen for de indberettede interviewdata.

Der har været store problemer med, at der ikke var sammenhæng mellem optegnelser i markkortene og i AGRI-databasen, hvorfor DMU har foretaget en grundig gennemgang af datamaterialet. Ved uoverensstemmelser er der rettet i GIS-kortet, mens data i AGRI-databasen er bibeholdt. På trods af den grundige gennemgang er der stadig uidentificerede marker 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 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 mindst 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.

Idet vi har valgt, at der må mangle 3 års data i markhistorikken, er det nødvendigt at anlægge nogle antagelser om dyrkningspraksis i de

manglende år. Vi har valgt for disse år at indsætte en 'standard vårbyg'. Det vil sige, vi antager, at der dyrkes vårbyg med standard så- og høsttidspunkter og standardgødskning i henhold til Styczen et al. (2004).

Markerne 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).

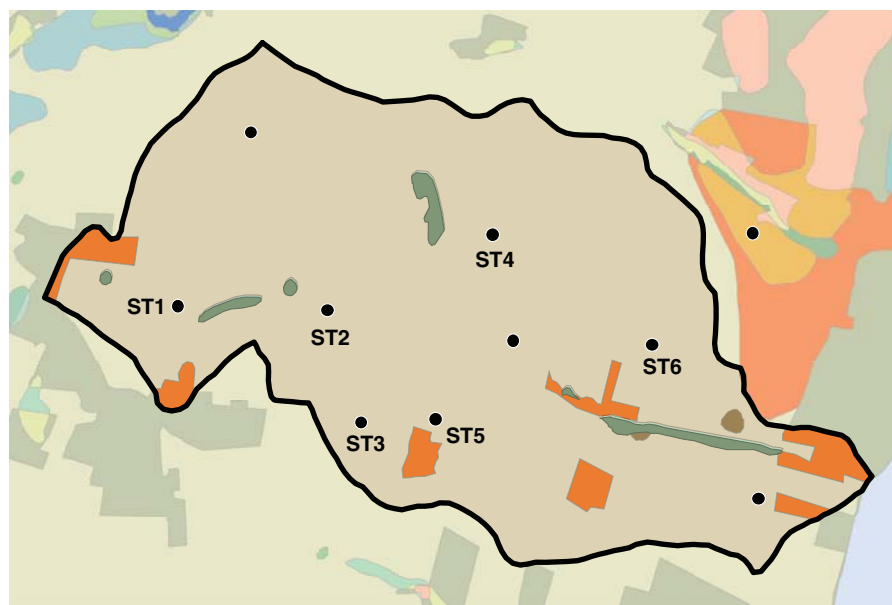
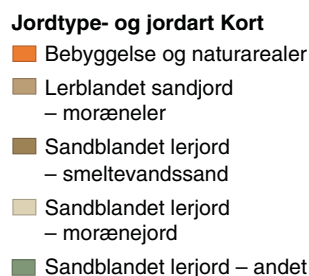
8.2 Jordbund og grundvand oplandet

I kapitel 7 er det beskrevet, hvorledes vi har sat Daisy jordfiler op på baggrund af jordprofilbeskrivelser ved 6 jordvandsstationerne. 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)

Figur 8.1 viser et kombineret jordtema af jordtype og jordart. Jordtypekortet repræsenterer topjorden. Den dominerende jordtype er sandblandet lerjord (86 %) og sandblandet ler udgør 4 %.



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

Jordartskortet repræsenterer underjorden. Denne er ret ensartet, idet 95 % af arealet er moræneler, 5 % er smeltevandssand, mens 1 % er andet.

Ud fra jordtypekortet afgrænses et areal med humusjord for et vådt mose-/vådområde i den østlige del.

Da jordtypen for oplandet hovedsageligt er sandblandet lerjord, er oplandet opdelt efter højdekoter og drænforhold. Hver af de fremkomne kombinationer af jordtyper (lerjord/humus), koter og drænforhold har herefter fået tilknyttet en jordvandsstation og den tilsvarende Daisy jordopsætning (figur 8.2.)

Til opdeling af arealet efter drænforhold og koter er anvendt

- Drænkort fra Hedeselskabet
- Høje Målebordblade fra geodædisk institut (ca. 1870) (Grøftesignatur)
- Arealdatakontorets oplandskort med drænområder indtegnet (1992).
- Højdekoter

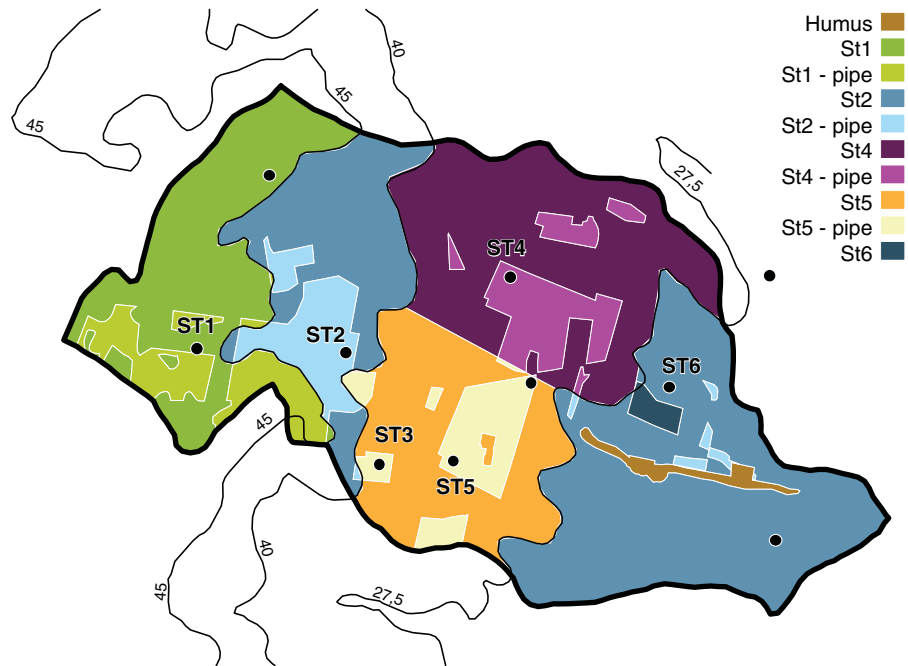
Ifølge Hedeselskabet er 37 ha drænet, hvilket svarer til ca. 8 % af oplandet.

Terrænet i oplandet falder svagt 50 meter fra vest mod øst.

- Station 1 repræsenterer ikke-drænet areal med kote større end 45
- Station 1_pipe repræsenterer et drænet areal, hvor koten er større end 45
- Station 2 repræsenterer ikke-drænet areal i et område mellem kote 40 og 45 og i et østligt område med kote mindre end 27,5
- Station 2_pipe repræsenterer et drænet areal i området mellem kote 40 og 45 og i et østligt område med kote mindre end 27,45
- Station 4 repræsenterer et ikke-drænet areal mellem kote 27,5 og 40 og nord for en linje trukket mellem de to koter
- Station 4_pipe repræsenterer drænet areal mellem kote 27,5 og 40 og nord for en linje trukket mellem de to koter
- Station 5 repræsenterer et ikke-drænet område mellem kote 27,5 og 40, syd for en linje trukket mellem de to koter
- St. 5_pipe repræsenterer et drænet område mellem kote 27,5 og 40, syd for en linje trukket mellem de to koter
- St_6 repræsenterer drænet område øst for kote 27,5
- Station Humus repræsenterer mose/vådområde øst for kote 27,5

St. 3 og st. 5 ligger tæt på hinanden, og det er valgt kun at anvende st. 5, da der ikke er forhold, der berettiger at adskille stationerne. Arealdatakontorets jordprofilbeskrivelse oplyser, at der er jordopfyld for station 3, derfor anvendes kun station 5 i oplandsmodelleringen.

Figur 8.2. Udbredelse af jordvandsstationer til Lillebæk-oplandet.



For mose/sø er anvendt en humusjord med et fastholdt grundvandspejl på 0,5 m under terræn.

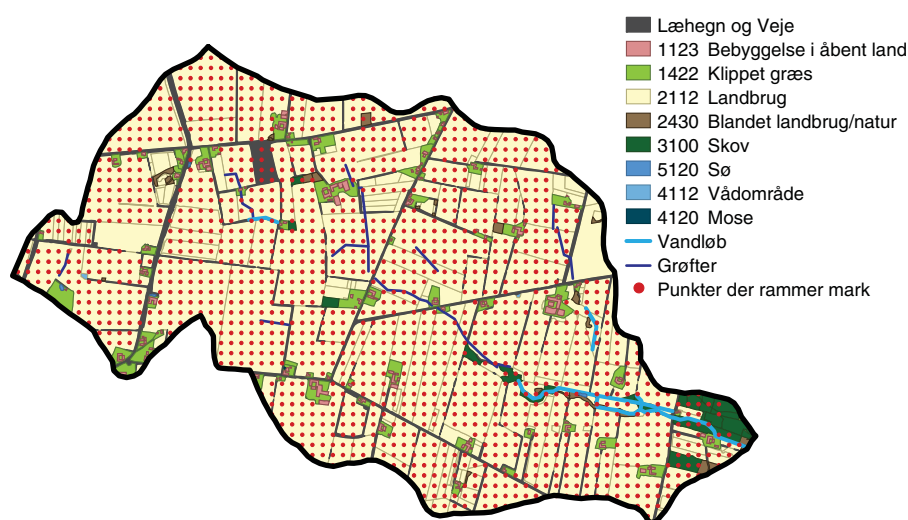
I kapitel 7 blev det beskrevet, hvorledes der er sat en jordsøjle op for hver af de relevante kombinationer af jord og grundvand.

8.3 Daisy modelleringen af marker

Der blev nu foretaget en sammenstempling af markkortene, de fremkomne arealinddelinger og drænforhold, således at markstumperne blev yderligere opdelt alt efter deres højdekurver og drænstatus. Efter denne operation var der 3.708 markstumper med unik historik.

I forbindelse med oplandsmodelleringen i LOOP 2 Oddebæk (Blicher-Mathiesen et al., 2010) blev der udviklet en metode til udbredelse af Daisy-søjlerne til hele oplandet. Dette sker ved at lægge et fast 50x50 m punktgrid ned over det sammenstemplede kort (figur 8.3). Herved vil der være markstumper som har mere end 1 gridpunkt. Daisy-modelleringen gennemføres for et gridpunkt i markstumpen. I det efterfølgende analysearbejde opskaleres modelresultatet i denne søjle til hele markstumpens areal.

Figur 8.3. 50x50 m grid lagt ned over Lillebæk-oplandet.



Idet markerne er delt op i den mindste enhed for 18 år, og yderligere i forhold til jordtype og drænstatus, vil der være fremkommet små markstumper, som ikke bliver ramt af et gridpunkt. Disse markstumper bliver ikke modelleret. I tabel 8.1 er det vist hvor stort et areal, der går tabt ved den beskrevne procedure.

Tabel 8.1. Oversigt over polygoner og areal, der fremkommer ved intersection-processen, og som bliver ramt af et gridpunkt.

	Antal polygoner	Areal ha	% af landbrugsareal
Polygoner med landbrug	5865	437	93
Polygoner med mindst 15 års historik	3127	382	87
Polygoner med mindst 15 års historik, klippet og delt med koter og drænområder	3708	382	87
Polygoner med mindst 15 års historik ramt af 50x50 meter grid (klippet med højdekurver og drænområder)	561	333	76

Endvidere forekommer der marker, hvor det ikke var muligt at skabe et link til en mark i AGRI-databasen. Disse marker bliver ikke modelleret. I stedet tillægges de en Daisy-søjle fra et typisk naboareal, dette arbejde sker manuelt efter Daisy-kørslerne.

8.4 Daisy modellering af ikke dyrkede arealer

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

Løvskov modelleres i henhold til Daisy-opsætning på løvskov som beskrevet i kapitel 7.1

Blandet landbrug/natur modelleres som vedvarende græs uden gødningstilførsel, hvor jordvandsopsætningen for jordvandsstation 3 er valgt at gælde for denne arealtype.

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/år, her anvendes jordvandsstation 3. For det befæstede areal antages det, 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.

8.5 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 oplandsmodelleringen for umættet zone

9.1 Modelleret vandbalance for den umættede zone

Tabel 9.1. Den Daisy-modellerede vandbalance i mm/år for den umættede zone i det topografiske opland til Lillebæk. Værdierne er opgjort for agrohydrologiske år i perioden 1990/91-2006/07.

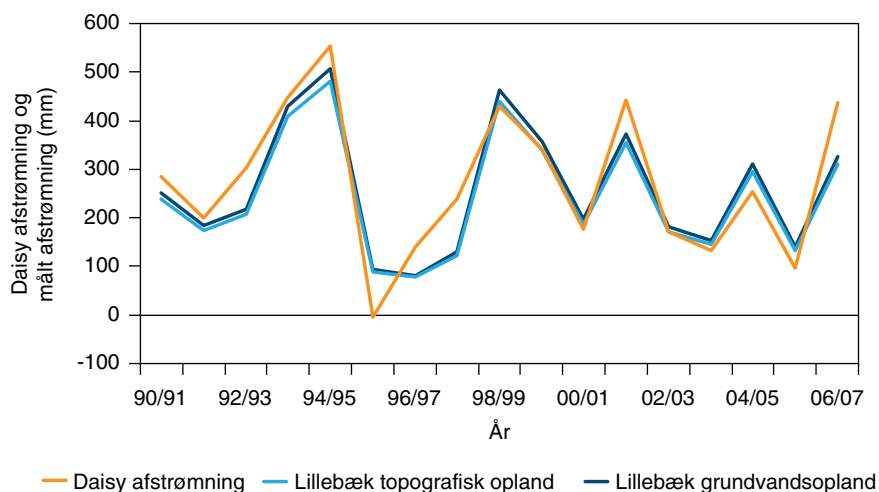
Høstår	År	Nedbør	Vanding	Fordampning			Perkolation	Målt afstrømning	
				Ref	Pot.	Aktuel		topografisk opland	grundvands opland
	Agrohydrolog. År								
1990	1990/91	879	1	597	657	594	284	239	252
1991	1991/92	774	1	572	628	559	200	175	184
1992	1992/93	773	4	642	702	520	303	207	218
1993	1993/94	987	2	555	612	494	447	408	429
1994	1994/95	1110	2	621	685	573	553	482	508
1995	1995/96	395	1	627	687	496	-4	88	93
1996	1996/97	653	2	589	650	447	139	77	82
1997	1997/98	779	2	642	709	556	238	123	130
1998	1998/99	993	2	534	589	545	429	440	464
1999	1999/00	995	2	629	695	645	341	339	357
2000	2000/01	690	1	583	642	539	175	186	196
2001	2001/02	1054	1	597	663	621	443	354	373
2002	2002/03	703	2	617	678	577	170	171	180
2003	2003/04	754	2	646	714	570	134	147	154
2004	2004/05	900	1	609	674	656	254	295	310
2005	2005/06	676	1	631	692	564	97	133	140
2006	2006/07	1047	1	646	709	624	437	311	327
	gns.	833	2	608	670	564	273	246	259

Den gennemsnitlige årlige nedbør for oplandet til Lillebæk udgør 833 mm for beregningsperioden 1990/91- 2006/2007. Heri indgår de meget tørre år 1995/96 og 1996/97 med henholdsvis 395 og 653 mm for de to år. Den gennemsnitlige årlige aktuelle fordampning udgør gennemsnitlig 564 mm, hvilket er ca. 40 mm mindre end reference fordampningen opgjort ved Makkink og knap 100 mm mindre end potentiel fordampning, hvor afgrødekoefficienterne indgår (Plauborg et al., 2002). Den gennemsnitlige årlige perkolation ud af rodzonen udgør 273 mm.

Den gennemsnitlige årlige afstrømning til vandløbet udgør 246 mm hvis der tages udgangspunkt i det topografiske opland og 259 mm, hvis grundvandsoplandet anvendes. Det topografiske opland er opgjort til 465 ha og grundvandsoplandet er estimeret til 436 ha i MIKE-SHE modellering af pesticidomsætning og transport for Lillebæk, (Styczen et al, 2004). De to værdier kan betragtes som henholdsvis den minimale og maksimale afstrømning til vandløbet.

En sammenligning af årlig modelleret perkolation og målt afstrømning for perioden 1990/91-2006/07 er vist i figur 9.1.

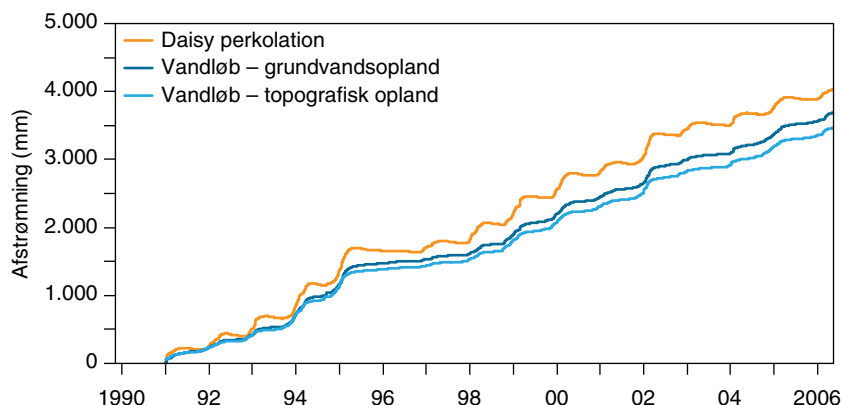
Figur 9.1. Sammenligning af modelleret Daisy perkolation fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland og estimeret grundvandsopland til Lillebæk for perioden 1990/91-2006/07.



En sammenligning af daglig kumuleret perkolation/afstrømning fra Daisy-modellerne og daglig kumuleret vandafstrømning til vandløbet er vist i figur 9.2. År til år dynamikken i den modelberegne perkolation og den målte vandløbsafstrømning er i god overensstemmelse, dog er der tre år 1992/93, 1996/97 og 2006/07, hvor perkolationen er simuleret væsentlig højere end den målte vandløbsafstrømning med en forskel på henholdsvis 96, 115 og 126 mm/år for de nævnte år.

Det er forventet at der er en variation imellem den modelberegne årlige perkolation og vandløbsafstrømningen, idet en del af grundvandet løber igennem den mættede zone og strømmer til vandløbet med en vis tidsforsinkelse. Desuden kan forskel mellem perkolationen og målt vandløbsafstrømning skyldes at gridnedbøren ikke repræsenterer den aktuelle nedbør i oplandet.

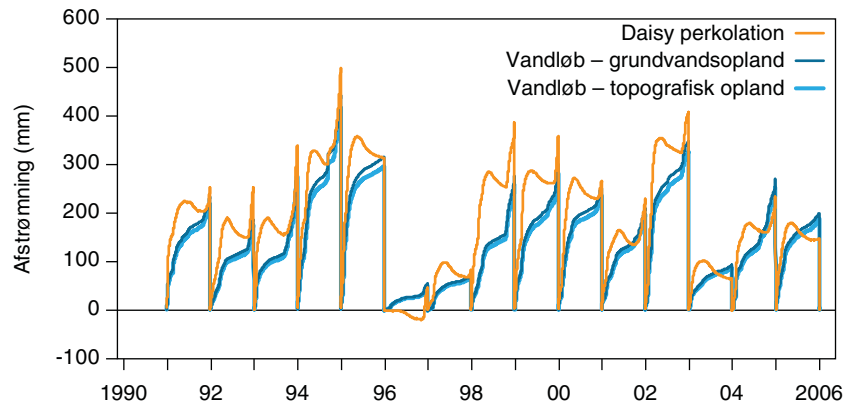
Figur 9.2. Sammenligning af kumuleret Daisy perkolation fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland til Lillebæk for perioden 1990-2007.



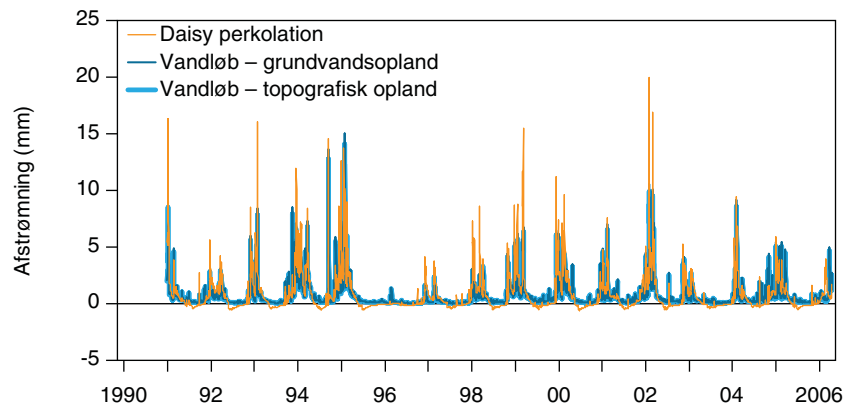
Dynamikken i kumulerede Daisy simuleret perkolation og vandløbsafstrømningen opgjort for henholdsvis topografisk og grundvandsoplandet ligger også forholdsvis pænt for hele perioden figur 9.2 og pr år i figur 9.3. Sammenligningen af daglig vandføring, figur 9.4 viser, at perkolationen ud af rodzonen simuleret med Daisy-modellen er højere om vinteren og lavere om sommeren end målt i vandløbet. En lille del af vandløbsafstrømningen er således grundvandsfødt, "base-flow". Sammenligningen viser også, at dynamikken både i den hurtige drænel eller makroporestrømning og langsommere grundvandstilstrømning om vinteren er meget fint simuleret med Daisy-modellen. Modellerede

maksimumværdier er højere end målte værdier, men det udlignes til dels af negative afstrømningsværdier i Daisy-modellen om sommeren. For to år, efteråret 1993 og 2000 starter den Daisy simulerede perkolation for sent i forhold til den målte vandløbsdynamik, men for de øvrige år er der god overensstemmelse i denne dynamik.

Figur 9.3. Sammenligning af årlig kumuleret Daisy perkolation fra rodzonen med målt vandløbsafstrømning i det topografiske opland til Lillebæk for perioden 1990-2007.



Figur 9.4. Sammenligning af daglig Daisy simuleret perkolation ud af rodzonen med målt vandløbsafstrømning i de topografiske opland til Lillebæk for perioden 1990-2007.



9.2 Modellerede N-balancer for den umættede zone

Den modellerede kvælstofbalance for den umættede zone for det topografiske opland til Lillebæk viser, at der i gennemsnit for beregningsperioden er tilført 196 kg N/ha pr. år, mens der er udvasket 59 kg N/ha og denitrificeret 23 kg N/ha pr. år. Endelig er der modelleret en årlig nedgang i de organiske puljer på 5 kg N/ha (tabel 9.2).

Høstet kvælstof ligger i intervallet 70-144 kg N/ha pr. år, laveste høst er efter den tørre sommer i 1996.

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

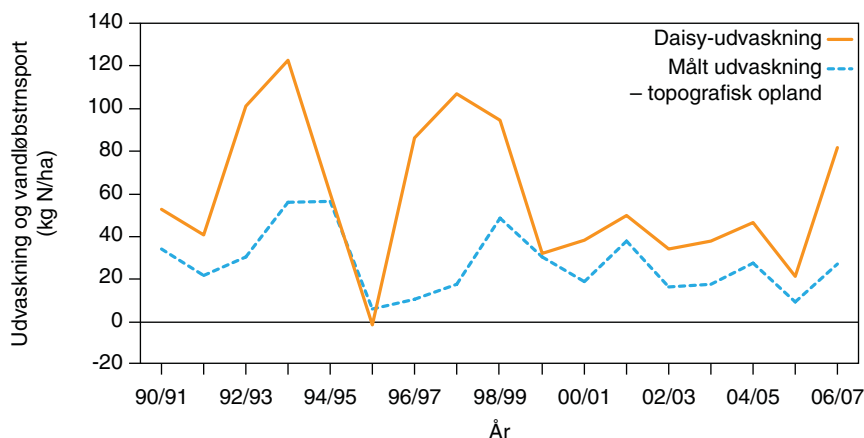
År	Handels- gødning	Husdyr- gødning	N-fix	N_dep	N-tilført	N- udvask	N- høst	Denitrifika- tion	NH4- fordamp	delta orgN	delta UorgN	delta CropN	N - rest
1990	143	77	4	15	242	53	117	32	11	-15	5	6	20
1991	122	57	13	16	211	41	144	28	5	3	23	-24	-24
1992	98	70	13	15	199	101	123	25	5	-1	-2	6	-2
1993	139	33	3	15	193	123	90	20	4	-30	-19	1	24
1994	84	71	2	18	178	60	90	27	8	-3	-33	-13	-25
1995	171	93	4	20	291	-2	119	47	12	-3	30	25	-1
1996	78	84	3	9	177	86	106	6	10	25	46	-17	-1
1997	111	86	1	13	215	107	70	17	11	2	19	6	2
1998	106	88	2	15	214	95	120	20	10	-3	-38	-3	-1
1999	85	102	2	18	210	32	120	27	12	6	-48	-7	1
2000	117	90	1	18	229	38	123	19	11	-4	3	23	19
2001	62	51	1	14	130	50	111	22	5	-19	-2	-5	-22
2002	93	84	0	19	200	34	118	42	9	8	-28	-11	9
2003	81	103	0	14	202	38	112	15	12	-2	46	-11	-9
2004	72	104	5	15	197	46	117	9	8	-6	18	6	4
2005	61	83	4	17	168	21	118	27	8	-22	-32	19	3
2006	48	73	0	13	137	82	91	8	8	2	23	-13	-7
Gns	98	79	3	16	200	59	111	23	9	-4	1	-1	-1

Udvaskningen fra rodzonen er større end den målte kvælstoftransport i vandløbet. På vandets vej gennem jorden og ud mod vandløbet vil der specielt i lerjord og i det reducerede grundvand foregå en nitratreduktion, og det er derfor naturligt, at transporten i vandløbet er lavere end udvaskningen fra rodzonen.

Sammenlignes den modelberegnete årlige udvaskning med den målte N-transport i vandløbet (figur 9.5) ses, at dynamikken nogenlunde følges ad, men for årene 1992/93, 1993/94, 1996/97 og 1997/98 er den modellerede N udvaskning meget højere end den målte N-transport og forskellen imellem dem er væsentlig højere end for de øvrige år. Det er især i de år, hvor perkolationen er væsentlig overestimeret (figur 9.1) i forhold til den målte vandløbstransport samt i året efter at denne store forskel mellem modelleret N-udvaskning og målt N-transport i vandløbet fremkommer.

Den modellerede gennemsnitlige udvaskning fra rodzonen i perioden 1990/91-2006/07 er 58 kg N/ha, mens den målte kvælstoftransport i vandløbet er 28 kg N/ha i samme periode. Det vil sige, at ca. 47 % af det udvaskede kvælstof når ud til vandløbet. En yderligere verificering af kvælstofomsætningen i den mættede zone kan vurderes, når grundvandsmodellen er sat op.

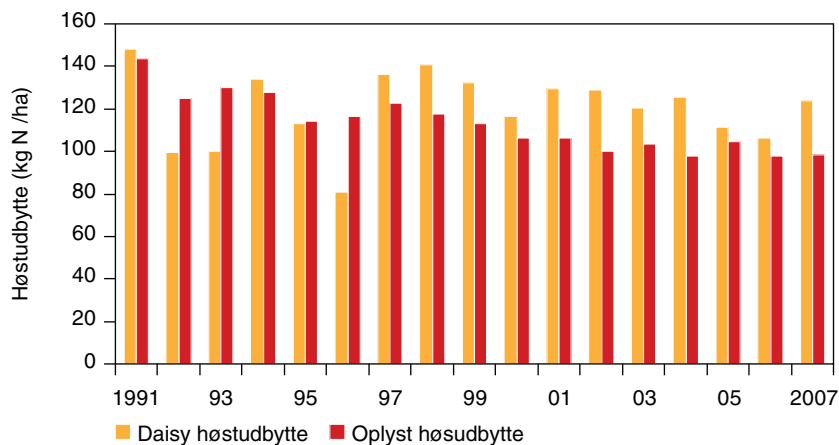
Figur 9.5. Sammenligning af modelleret N-udvaskning fra rodzonen med målt N-transport fra grundvandsoplandet til Lillebæk for agrohdrologiske år fra 1990/91-2006/07.



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

I dette afsnit vurderes høstudbytterne for de arealer, hvor der er både oplyste og modellerede udbytter (figur 9.6). Gennemsnitligt set overvurderer Daisy udbyttet lidt med knap 6 %. Det arealvægtede simulerede høstudbytte er således på 122 kg N/ha, mens det oplyste er på 115 kg N/ha. Det er specielt i årene fra 1998 og fremefter, at overvurderingen forekommer. For årene 1992/93, 1993/94 og 1996/97 er den gennemsnitlige modellerede N-udbytte væsentlig lavere end de oplyste N-udbytter fra landmændene i oplandet.

Figur 9.6. Sammenligning af modelleret og oplyst høstet N for hele Lillebæk-oplandet.



I det følgende er der foretaget en vurdering af de enkelte afgrøder (figur 9.7)

Græs

Det gennemsnitlige simulerede høstudbytte for græs udgør 122 med en standardafvigelse på 16 kg N/år for perioden 1991-2007 og er lidt større end gennemsnitte for de oplyste udbytter på 117 kg N/ha. Det oplyste niveau ligger dog inden for den simulerede standardafvigelsen.

Kløvergræs

Det gennemsnitlige simulerede høstudbytte for kløvergræs på 198 med en standardafvigelse på 23 er noget større end gennemsnitte for de op-

lyste udbytter på 181 kg N/ha. Også for denne afgrøde ligger det oplyste niveau inden for den simulerede standardafvigelse.

Vårbyg og vårbyg med udlæg

For vårbyg er gennemsnittet for det simulerede udbytte på 114 med en standardafvigelse på 5 kg N/ha noget højere end det oplyste gennemsnit på 98 kg N/ha, og det oplyste niveau ligger desuden også under standardafvigelsen for det modellerede udbytte for denne afgrøde. For vårbyg med udlæg er de modellerede høstudbytter på 91 ± 12 lidt mindre end gennemsnittet for det oplyste udbytte på 99 kg N/ha, men det skal bemærkes, at der er tale om et lille areal

Vinterbyg

Det gennemsnitlige simulerede udbytte for vinterbyg på 134 med en standardafvigelse på 11kg N/ha er noget højere end gennemsnittet for det oplyste udbytte på 122 kg N/ha, og det oplyste niveau ligger desuden også under standardafvigelsen for det modellerede udbytte for denne afgrøde.

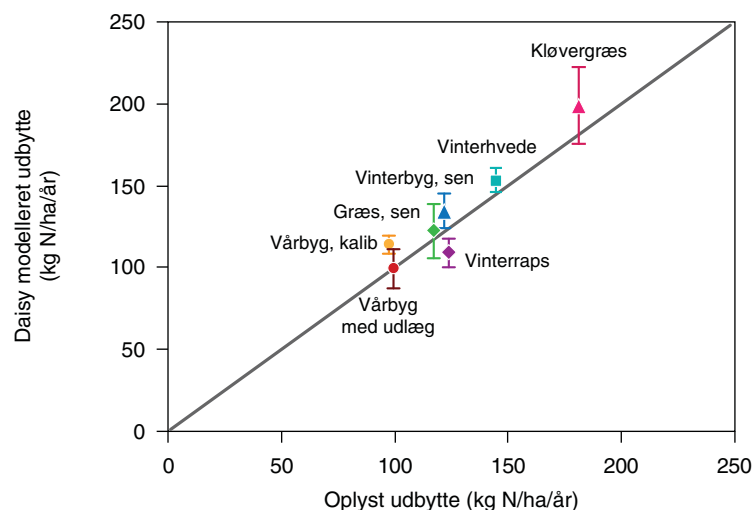
Vinterhvede

Det gennemsnitlige simulerede udbytte på 153 med en standardafvigelse på 8 kg N/ha er lidt højere end det oplyste på 144 kg N/ha, og det oplyste niveau ligger desuden også under standardafvigelsen for det modellerede udbytte for denne afgrøde.

Vinterraps

Det gennemsnitlige modellerede udbytte af vinterraps på 109 med en standardafvigelse på 9 er noget mindre end gennemsnittet for det oplyste udbytte på 124 kg N/ha, og det oplyste niveau ligger desuden også under standardafvigelsen for det modellerede udbytte for denne afgrøde.

Figur 9.7. Sammenligning af modelleret og oplyst høstet N for hyppigt forekommende afgrøder i oplandet til Lillebæk Bæk.



Sammenfattende

Det fremgår, at Daisy generelt overvurderer udbytterne af kornafgrøderne, dog mest vårbyg. Vårbyg og vinterhvede er korrigeret ned, mens vinterbyggen er ukorrigeret. Det kunne tyde på, at der burde kalibreres lidt mere ned for dette opland. Dette er imidlertid ikke gjort, idet det tilstræbes at anvende samme kalibrering som i de øvrige op-

lande. Daisy er oprindeligt kalibreret til at simulere udbytter for afgrøder der er vokset i forsøg hvor vækstbetingelserne er mere optimale end i almindelig landbrug. F.eks. vil skader på afgrøder i højere grad forekomme i almindelig landbrug end under forsøgsbetingelser. Når modelleringen for de øvrige oplande er gennemført, vil der blive gennemført en vurdering på tværs af oplandene. Vinterraps undervurderes noget. Græs og kløvergræs overvurderes i forhold til oplyste udbytter, men de Daisy simulerede udbytter ligger inden for standardafvigelserne for de oplyste. Det skal dog her understreges, at de oplyste udbytter alene er landmandens vurdering, og den kan være ganske usikker især for grovfoderafgrøderne. Vi har ikke kalibreret på græs/kløvergræs i Daisy, og det vurderes, at modelleringen af denne afgrøde er forholdsvis tilfredsstillende, når usikkerheder for de oplyste udbyttet på græs tages i betragtning.

9.4 Diskussion

Daisy modelleringen af perkolationen viser god år til år dynamik samt god døgn dynamik i forhold til målte vandløbsafstrømninger. Dog er der tre år 1992/93, 1996/97 og 2006/07, hvor perkolationen er simuleret væsentlig højere end den målte vandløbsafstrømning. En god sammenhæng mellem modelleret perkolation og målt vandløbsafstrømning kan kun forventes i små oplande, hvor der sker en hurtig transport fra rodzonen til vandløbet. En del af rodzonevandet vil have en længere transportvej gennem grundvandsmagasinerne, hvorved det ikke kan forventes en direkte sammenhæng mellem modelberegnet perkolation og målt vandløbsafstrømning.

Den Daisy modellerede N-udvaskningen var for høj for de år, hvor perkolationen var modelleret væsentlig højere end de målte vandløbstransporter og det ser ud til at disse høje N-udvaskninger også har betydning for N-udvaskningen året efter, hvor de simulerede N udvaskninger også lå forholdsvis højere end de målte på jordvandsstationerne og for oplandet også højere end et forventet realistisk niveau set i forhold til den målte vandløbstransport af kvælstof.

Et væsentligt punkt for oplandsmodelleringen er omsætningen af den organiske pulje. I denne undersøgelse er der beregnet en nedbrydning af den organiske pulje på 5 kg N/ha pr. år. Dette niveau er forholdsvis lavt i forhold til de ændringer der er fundet i en undersøgelse på kvadratnetpunkter (Heidemann et al., 2001). For perioden 1986/87 – 1997/98 fandt man her at udviklingen i jordens organiske N-indhold var afhængig af jordtypen. På JB 6 blev fundet et signifikant fald på godt 20 kg N/ha pr. år i topjorden (0-25 cm) og et signifikant fald på ca. 30 kg N/ha pr. år i horisonten 25-50 cm. For JB 3-5 var der ingen signifikant udvikling. I oplandet til Lillebæk tildeles der mere husdyrgødning svarende til ca. 1 DE/ha, derfor forventes en mindre nedbrydning af den organiske pulje i oplandet til Lillebæk end i undersøgelsen fra Kvadratnettet. I kvadratnetsundersøgelsen samt i flere andre undersøgelser; Johnston (1986) og Sauerbeck (1982) fandtes en stigning i jordens organiske stof som følge af stigende tilførsel af husdyrgødning. Denne effekt er også vist for jordvandsstationerne i oplandet til Lillebæk i afsnit 7.3.9, figur 7.5, hvor der er en god relation mellem tilførsel af husdyrgødning og ændring i jordens organiske N-pulje.

Den modellerede denitrifikation på gennemsnitlig 23 kg N /ha pr. år er en smule højere end den tilsvarende denitrifikation beregnet med SimDen for oplandet til Lillebæk (i størrelsesordenen 15- 20 kg N/ha år). SimDen tager imidlertid ikke højde for variationer i grundvandspejl og jordfugtighed, hvilket kan være af meget stor betydning. Således fandt Vinther (1992) på en enkelt regnvejrsdag en denitrifikation på 0,25 kg/N/ha. I Lillebæk-oplandet vil husdyrgødningstilførslen og høj grundvandsstand bidrage til en høj modelberegnet denitrifikation. Der findes ikke måledata til at verificere den modellerede denitrifikation eller omsætning af jordens organiske pulje.

En samlet vurdering af kvælstofomsætningen i den umættede zone må afvente resultatet af modellering i hele det hydrologiske kredsløb, men forlods er det især modelleringen for de tørre år der giver for lave modellerede udbytter og dermed for høje modellerede N-udvaskninger. Desuden er der behov for yderligere undersøgelser til belysning af udviklingen i jordens puljer.

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. (1965):

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.

Blicher-Mathiesen, G., Andersen, P.M., Grant, R. & Olsen, B.Ø. (2010): Oplandsmodellering af vand og kvælstof i umættet zone for oplandet til Odderbæk. Faglig rapport fra DMU (under udarbejdelse).

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): Teknisk anvisning. Prøvetagning fra jord- og drænvandsstationer i Landovervågningsoplandene, Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi, April 2005.

Grant, R. (2002): Kornudbytter og høstet kvælstof – udvikling i perioden 1985-2000. Internt notat, Danmarks Miljøundersøgelser, november 2002, 6pp. www.dmu.dk – publikationer – øvrige publikationer.

Grant, R., Blicher-Mathiesen, Pedersen, L.E., G., Jensen, P.G, Madsen, I., Hansen, B., Brüsch, W. & Thorling, L. (2007): Landovervågningsoplande 2006. NOVANA Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 640. <http://faglige-rapporter.dmu.dk>

Johnston, A.E. (1986): Soil organic matter, effects on soils and crops. *Soil Use and Management* 2, 97-105.

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.

- Holst, K.Aa. & Kristensen, K.J. (1981): Fordampning fra løvskov. Suså Undersøgelsen. Rapport SUSÅ-H 2/3. Dansk komite for Hydrologi.
- Jacobsen, O.H. (1989): Umættet hydraulisk ledningsevne i nogle danske jorde. Metode og jordtypekarakterisering. Beretning nr. S 2030 fra Statens Planteavlsvforsøg, 60 sider.
- Jensen, N. H. & Madsen, H.B. (1990): Jordprofilundersøgelser i Vandmiljøplanens Landovervågningsoplande. Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsvforsøg, Afdeling for Areal og Kortlægning. 9 sider 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 Planteavlsvforsøg, rapport nr. 28.
- Landsudvalget for kvæg (1995): Fodermiddeltabel 1995. Statens Planteavlsvforsøg, 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. & Verseghe, 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., Ingerslev, M., Buttenschön, R.M., Friis, E. & Nielsen, B.O. (2001): Husdyrgræsningens effekt på stofkredsløb. I Pedersen, L.B., Buttenschön, R.M. & Jensen, T.S., (eds): Græsning på ekstensivt drevne naturarealer – Effekter på stofkredsløb og naturindhold. Park og Landskabsserien nr. 34. 2001
- 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.
- Saurbeck, D. R. (1982): Influence of crop rotation, manurial treatment and soil tillage on the organic matter content of German soil. In D. Boels et al. (ed.) *Soil degradation*. Balkema, Rotterdam, the Netherlands, 163-178.

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

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

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 afgrøde	LOOP 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 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 managerfil opsætning er vist senere.

Daisy managerfil	Hentes fra vedlagt normtabel for de respektive år
Dry_matter_fraction	DM (tørstofindholdet)
Total_N_fraction	totN_frac (N indholdet i tørstoffet)*totN_frac_korr -1 opløftet
NH4_fraction	NH4_frac (NH4 andelen i forhold til total N)
Total_C_fraction	totC_frac (C indholdet i tørstoffet)

Beregning af vådvægt

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

Tons våd vægt/ha=(kgN/ha i gødningstildelingen) / (totNfrac*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 Horndrupbæk oplandet. Data fra Mikkelsen MH, DMU (personlig kommunikation, 2005.)

Afgørde	Måned	Betingelse	Ajle og gylle			Fast gødning	Reference Mikkelsen, DMU (personlig kommunikation, 2005)
			Nedfæl.	Slæbesl.	Bredspred.		
Emissionskoefficient ----- pct. af N ab lager-----							
Vinterraps	aug-marts	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	aug-marts	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	april-maj	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
Vinterkorn	aug-marts	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	aug-marts	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	april-maj	før høst*	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt (dette afviger fraraps, idet hv. ikke er i så kraftig vækst som raps)
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
Forårssået afgr	aug-marts	ingen	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	apr-maj	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	apr-maj	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	juni-juli	før høst*	2	6.5	31	16	forår-sommer, +afgrøde, ikke nedbragt
Græs sået i tidligere planår	sept-okt		2	4.5	31	16	gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt
	nov-apr		2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	maj-aug		2	6.5	31	16	forår-sommer
Græs sået i planår	aug-apr	før såning	2	9	10	5	vinter-forår, gns. nedbragt < eller > end 12 timer
	aug-apr	efter såning	2	20	21	11	vinter-forår, ikke nedbragt
	maj-juli		2	6.5	31	16	forår-sommer
	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	forår-sommer
	aug-okt, forlænget periode		2	4.5	31	16	gns. forår-sommer og sensommer, ikke nedbragt, + afgrøde, ikke nedbragt

Bilag 4a. Teksturanalyse for jordhorisonterne i Lillebæk-oplandet

Udført af	Station	horisont	Dybde		Teksturfordeling i procenter						C/N	Bulk Density (B.D)			
					fra	til	ler	finsilt	grovsilt	finsand		grovsand	Humus	B.D.	Ny B.D.
					cm	cm	< 2 my %	2-20 my %	20-63 my %	63-200 my %		200-2000 my %	%	g/cm3	g/cm3
DJF	1	Ap	0	30	16.7	13.3	10.7	31.2	26.4	1.7	9.2	1.65	1.58		
DJF	1	A2	30	45	15.9	15.1	10.2	28.6	28.2	2	7	1.68			
DJF	1	Bg	45	70	19.8	14.2	11.3	29.2	24	1.5	8	1.63			
DJF	1	Cr	70	150	19.7	14.3	10.2	27.6	28	0.2	6.5	1.71			
ADK	2	Ap	0	24	13.0	12.0	16.0	23.0	34.0	1.8	9.6	1.7	1.56		
ADK	2	A2	24	41	14.0	12.0	15.0	29.0	29.0	1.1	9.1	1.65			
ADK	2	B21tg	41	73	20.0	11.0	14.0	30.0	25.0	0.4	6.9	1.68			
ADK	2	B22tg	73	102	23.0	12.0	14.0	22.0	29.0	0.2		1.69			
ADK	2	B3tg	102	.	20.0	11.0	18.0	27.0	25.0	0.2		1.78			
DJF	3	Ap	0	32	15.4	12	10.2	30.8	29.6	2	9.5	1.7	1.61		
DJF	3	A2	32	50	21.6	20.4	6.1	25	25.8	1.1	10.3	1.53			
DJF	3	B	50	83	23.6	13.4	9	26.6	27	0.4	7.1	1.67			
DJF	3	C	83	120	19.4	11.6	9.6	27	32.2	0.2	7.1	1.74			
ADK	4	Ap	0	31	13.0	13.0	19.0	24.0	29.0	2.9	12.8	1.4	1.51		
ADK	4	A12	31	70	16.0	11.0	19.0	25.0	27.0	1.5		1.64			
ADK	4	2Clro	70	.	21.0	13.0	13.0	26.0	28.0	0.3		1.79			
ADK	5	Ap	0	29	12.0	12.0	16.0	26.0	33.0	2.2	9.1	1.57	1.454		
ADK	5	A2	29	59	9.0	7.0	14.0	22.0	48.0	0.6	8	1.65			
ADK	5	B1t	59	77	18.0	13.0	12.0	25.0	31.0	0.3	6.8	1.81			
ADK	5	B2tg	77	110	28.0	25.0	21.0	11.0	15.0	0.4	6.9	1.67			
ADK	5	B3tg	110	.	24.0	12.0	15.0	24.0	26.0	0.3	8.4	1.69			
ADK	6	Ap	0	31	16.0	19.0	20.0	20.0	23.0	2.7	9.4	1.61	1.45		
ADK	6	A2	31	63	14.0	21.0	23.0	22.0	19.0	0.4	7.2	1.68			
ADK	6	B2tg	63	103	35.0	35.0	11.0	13.0	6.0	0.4	6.8	1.65			
ADK	6	C1g	103	.	21.0	15.0	10.0	23.0	31.0	0.3	8.4	1.71			
Sminge	22	22_150	150	160	1.1	1.5	2.9	24.6	65.8	4.133		1.2			

Bilag 4b. Retentionsanalyse og Daisy-parametrene for jordhorisonterne i Lillebæk-profilanalysen 1990

Station	Horisont	alfa	n	K-sat cm /hour	Theta-sat	Theta-res	l	målt pF0	Anvendt beregnet pF0	pF1	pF1,5	pF2	pF3	pF4.2	Porøsitet minus pF1 beregnet	ledningsevne, K (m/s) ved pF2	ved PF4.2	
1	Ap	0.090302	1.145	1.710	0.393	0	-3.12	37.9	39.8	34.8	0	28.5	23.9	13.1	1.58	2.90E-08	8.70E-12	
1	A2	0.0573	1.146	1.05	0.366	0	-3.52	36.6		33.6		27.5	22.2	13.3		7.87E-10	8.80E-14	
1	Bg	0.02067	1.17	0.63	0.344	0	-2.17	38.5		36.9		2.92	23	14.6		2.11E-09	1.03E-13	
1	Cr	0.0204	1.1604	0.49	0.353	0	-2	35.4		34.6		29.8	22.2	13.6		2.77E-08	1.53E-13	
2	Ap	0.039	1.2258	1.638	0.385	0	-2.433	35	40.4	35.4	33.2	27.1	21.8	8.2	1.67	1.20E-08	7.57E-13	
2	A2	0.02543	1.2324	1.42	0.367	0	-2.5	36.6		35.6	33.2	27	19	7.8		2.42E-09	2.25E-12	
2	B21tg	0.0561	1.1473	0.62	0.365	0	-2.8	36.3		33.4	31.5	26.8	21.8	11.9		1.25E-09	1.07E-13	
3	Ap	0.05134	1.1514	2.6	0.369	0	-3.071	35.8		33.4		28.4	23.6	13.1	1.62	6.01E-09	7.10E-13	
3	A2	0.951	1.159	3.1	0.458	0	-3.34	42.3		33.1		25.2	18.4	14.2		2.89E-11	3.39E-15	
3	B	0.1685	1.105	3.1	0.367	0	-3.34	37		31.6		27.8	22.3	15.9		5.68E-12	4.21E-16	
3	C	0.0573	1.114	0.3	0.367	0	-2.28	34.4		30.4		27.5	23.2	13.7		3.82E-10	2.01E-14	
4	Ap	0.05	1.251	1.770	0.391	0	-2.386		ståbijb5						1.49	5.56E-08	7.86E-12	
4	A12	0.066	1.274	1.118	0.362	0	-1.504										2.36E-09	5.10E-14
4	2Clro	0.043	1.187	0.472	0.317		-1.605										1.36E-09	4.33E-12
5	Ap	0.04876	1.24	2.212	0.438	0	-2.191	42.7	44.7	39.7	35.6	29.1	21.6	8	1.45	9.43E-09	5.25E-13	
5	A2	0.0293	1.4488	2.08	0.406	0.0325	-1.05	37.3		36	32.5	22.1	11.7	5		3.37E-08	1.87E-13	
5	B1t	0.0221	1.127	0.4	0.313	0	-2.54	31.5		30.5	29.7	26.8	21.7	14.5		2.30E-09	1.73E-13	
5	B2tg	0.01	1.16	0.39	0.37	0	-3.44	36.7		35.9	35.7	33.7	30.7	17.1		1.25E-08	2.63E-12	
5	B3tg	0.009	1.18	0.48	0.385	0	-3.14	38.5		37.5	36.9	35.2	30.3	15		2.15E-08	4.21E-12	
6	Ap	0.012	1.26	1.324	0.4		-2.713	38.7	44.7	38.7	36.5	34.4	29.2	10.3	1.45	7.50E-08	1.14E-11	
6	A2	0.0156	1.26	0.81	0.36	0	-1.35	36.3		35	31.9	28.9	22.5	8.2		2.42E-08	1.17E-12	
6	B2tg	0.014	1.18	0.29	0.375		-3.9	38		35.8	34.2	32.2	28.5	14.4		4.28E-09	3.34E-14	
6	C1g	0.012	1.2	0.51	0.355		-2.77	35.3		34.9	33	30.7	25.9	12.9		1.61E-08	7.87E-14	
22	22_150																	

Bilag 4c. Oversigt over jordparametre for lerede jorde, Jb 6 og Jb 7, i Jacobsen (1989)

Stnr	Hori- sont	DybdeBD (cm)	Korrige- ret		Vægt- procent					An- vendt pF 0	Forskel	
			BD	ler <2 µm	silt 2-50 µm	finsand 50-200 µm	grov- sand > 200 µm	humus	Kalk		målt porøsi- tet	Målt pF 1
Roskilde-10		1.443	10.5	30.0	41.2	15.9	2.4		44.9	39.3	5.6	
jb6	-30	1.554		10.5	28.4	41.6	17.6	1.9		41.1	35.5	5.6
	-50	1.559		23.7	24.4	34.8	16.5	0.5		40.7	31.1	9.6
	-70	1.61		26.6	23.5	41.6	7.8	0.6		40.3	32.9	7.4
	-90	1.608		26.1	22.4	42.3	6.6	0.4	2.4	40.4	33.5	6.9
Tystofte -10		1.596	14.4	29.43	44.174	10	1		39.6	34.5	5.1	
jb6	-30	1.628		15.3	29.42	43.177	11.1	1		38.6	33.1	5.5
	-50	1.62		22.7	28.32	41.684	7.8	0.6		40	33.3	6.7
	-70	1.679		13.7	24.14	41.063	3.4	0.2	17.6	37.7	31.5	6.2
	-90	1.827		12.8	23.3	37.5	6.9	0.6	19.5	32.2	27.9	4.3
Årslev -10		1.51	10.4	28.97	42.728	15.7	2.3		42.5	37	5.5	
jb6	-30	1.628		11.9	26.97	42.033	17.4	1.7		38.5	33.9	4.6
	-50	1.591		20.4	23.69	44.507	11.2	0.3		40.9	35.2	5.7
	-70	1.664		19.5	25.85	45.651	8.8	0.2		38.2	33.1	5.1
	-90	1.616		18.6	27.17	42.533	11.6	0.2		40	33.8	6.2
Rønha- ve	-10	1.431	14.2	34.07	41.233	8.4	2.1		45.9	39.5	6.4	
jb6	-30	1.607		14.3	35.78	41.419	6.7	1.8		39.5	34.8	4.7
	-50	1.548		19.5	33.84	40.158	6	0.5		42.2	34.4	7.8
	-79	1.678		17.5	30.43	44.77	7	0.3		37.7	31.5	6.2
	-90	1.68		17.5	33.8	43.198	5.2	0.3		37.9	31.6	6.3
Askov -10		1.525	10.7	23.53	39.767	23.4	2.6		40.3	38.2	2.1	
jb6	-30	1.577		11.9	22.51	39.686	24.2	1.6		39.1	35.5	3.6
	-50	1.434		24.4	21.41	42.293	11.3	0.6		44.4	39.1	5.3
	-70	1.531		22.6	21.05	38.549	17.3	0.5		42.7	36.7	6
	-90	1.568		24.2	23.52	40.377	11.1	0.5		41.6	36.6	5
Kalø	-10	1.695		17.5	25.15	33.947	22.1	1.4		35.9	32.5	3.4
jb7	-30	1.656		19.4	24.25	33.347	21.7	1.3		37.5	33.2	4.3
	-50	1.62		26.6	22.21	30.693	21.9	0.5		39.7	35.7	4
	-70	1.599		36.7	21.32	24.277	15.6	0.4	1.8	41.1	39	2.1
	-90	1.638		24	24.94	18.063	9.2	0	23.8	39.7	37.8	1.9
Ø. Uls- lev	-10	1.67	15.3	26.09	34.107	21.1	2.3		36.4	34.3	2.1	
jb7	-30	1.581		16.3	26.94	32.756	22.2	1.9		40.3	35.7	4.6
	-50	1.611		15.5	23.17	36.233	24.5	0.4		39.7	31.9	7.8
	-79	1.641		13.4	22.26	37.144	26.7	0.4		38.7	31.9	6.8
	-90	1.774		11.4	17.8	30.995	25.7	0	14.2	34	28.5	5.5
Højer -10		1.243	18.1	42.07	36.63	0.4	0.2		52.7	43.1	9.6	
jb7	-30	1.336		12.2	49.61	34.286	0.2	1.9	1.8	49.4	43.4	6
	-50	1.258		7.7	30.65	59.551	0	0.4	1.8	52.5	48.2	4.3
	-70	1.487		6.6	21.74	70.263	0	0.3	1.1	44	40.8	3.2
	-90	1.496		5.6	16.81	76.193	0.1	0.3	1	43.3	41.1	2.2

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, konferencebidrag 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 Rønne
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.

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

Lillebæk-oplandet er et af de 5 oplande, hvor der er foretaget modellering af vandtransporten og kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet. Hertil er anvendt rodzonemodellen Daisy. Dette er en én-dimensionel model. Den kan derfor ikke direkte anvendes på et opland, og det har været nødvendigt at udvikle en opskaleringsprocedure. Første trin var at sætte Daisy op på fem jordvandsstationer i oplandet. Der er foretaget få kalibreringer af modellen, og disse har været ensartede for alle stationer i oplandet og ligeledes ensartede med kalibreringer i de øvrige oplande. Næste trin var at brede Daisy ud til oplandet ved hjælp af et sæt GIS-baserede kort. Der er indhentet et jordtypekort, og Daisy-opsætningerne på jordvandsstationerne er bredt ud til jordtyperne i oplandet. Herefter er der lagt et markkort med 18 års landbrugsdata ned over jordkortet, og til slut er der lagt et 50x50 m gridnet ned over de sammenstemte kort. Sidste trin var at gennemføre Daisy-modelleringerne for hvert gridpunkt i oplandet. Ved denne procedure er der modelleret en vandbalance for Lillebæk-oplandet, hvor både år til år og døgn dynamikken i den modelberegnete perkolation svarer til dynamikken i den målte vandløbsafstrømning. Endvidere er høstudbytterne modelleret tilfredsstillende i forhold til oplyste udbytter i oplandet. Den modellerede kvælstofbalance for rodzonen ser fornuftig ud, men hvor godt, den beskriver de faktiske forhold, kan først vurderes, når modelleringen i mættet zone er færdig.