



Miljø- og  
Fødevareministeriet  
Miljøstyrelsen

# Jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskning til markdræn

Bekæmpelsesmiddel-  
forskning nr. 167

Oktober 2016

Udgiver: Miljøstyrelsen

Forfattere:

Carsten T. Petersen, Marie H. Nielsen, Signe B. Rasmussen, Søren Hansen, Per Abrahamsen, Merete Styczen og Christian Bender Koch, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet

ISBN: 978-87-93529-25-0

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse.

# Indhold

<b>Forord</b> .....	<b>5</b>
<b>Sammenfatning</b> .....	<b>6</b>
<b>Summary</b> .....	<b>10</b>
<b>1. Baggrund og formål</b> .....	<b>14</b>
<b>2. Feltundersøgelser af jordbearbejdningens indflydelse på jordstruktur og hydrauliske egenskaber</b> .....	<b>18</b>
2.1 Materialer og metoder .....	18
2.1.1 Rørrendegård ved Taastrup .....	18
2.1.2 Kildevældsgård ved Karlslunde .....	25
2.1.3 Knudstrupgård ved Sorø .....	28
2.2 Resultater og diskussion .....	31
2.2.1 Vandinfiltration .....	31
2.2.2 Volumenvægt og porøsitet .....	37
2.2.3 Tekstur og indhold af organisk stof i jorden .....	41
2.2.4 Vandretention .....	42
2.2.5 Makroporekontinuitet ved dræn samt permeabilitet i furebund .....	42
2.2.6 Plantebestand .....	45
2.2.7 Opsummering vedrørende effekter af jordbearbejdning .....	47
<b>3. Modeludvikling og simulering af udvaskningsforsøg på Rørrendegård</b> .....	<b>48</b>
3.1 Udvikling af model for hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag .....	48
3.1.1 Foreløbig test af modelkoncepter vha. måledata .....	49
3.2 Implementering samt test af modellen i Daisy .....	52
3.2.1 Volumenvægt, dynamisk beskrivelse for Tåstrup-lokaliteten .....	52
3.2.2 Hydraulisk ledningsevne, dynamisk beskrivelse for Tåstrup-lokaliteten .....	53
3.2.3 Volumenvægt, dynamisk beskrivelse for Karlslunde og Sorø .....	54
3.2.4 Hydraulisk ledningsevne, statisk beskrivelse for Karlslunde og Sorø .....	54
3.3 Simulering af transporten af vand, jordpartikler og pesticider til markdræn .....	59
3.3.1 Modelopsætning .....	59
3.3.2 Effekter af hydrauliske egenskaber og jordbearbejdning på simuleret transport .....	66
3.3.3 Sammenfattende vurdering af de undersøgte modelparameteriseringer .....	73
<b>4. Scenarieanalyser af pesticidudvaskning til dræn ved forskellig jordbearbejdning</b> .....	<b>75</b>
4.1 Analysens dyrkningsscenerier .....	75
4.1.1 Sædskifte .....	75
4.1.2 Bearbejdningsmetoder og maskiner til jordbearbejdning og såning .....	75
4.1.3 Behandlingstidspunkter samt brug af hjælpestoffer .....	78
4.1.4 Høst .....	83
4.1.5 Arbejdsbredde, dækbredde og dæktryk .....	84
4.2 Opsætning af Daisy-modellen .....	85
4.2.1 Jord og jordbearbejdning .....	85
4.2.2 Vejr .....	86
4.2.3 Pesticidegenskaber med indflydelse på transport .....	89
4.2.4 Følsomhedsanalyser .....	91

4.3	Resultater og diskussion .....	92
4.3.1	Vandtransport til dræn .....	92
4.3.2	Simuleret pesticidudvaskning .....	95
4.3.3	Ekstreme timeværdier .....	105
4.3.4	Følsomhed over for sorptionsevne ( $K_{foc}$ ), nedbrydningshastighed ( $DT_{50}$ ) og anvendt pesticidmængde beregnet for Prosulfocarb .....	113
4.3.5	Følsomhed over for sorptionskinetik samt kolloidfaciliteret transport.....	116
<b>5.</b>	<b>Sammenfattende diskussion.....</b>	<b>118</b>
5.1	Jordtæthed og hydraulisk ledningsevne ved forskellig jordbearbejdning .....	118
5.2	Simuleret udvaskning i Rørrendegaard-forsøgene .....	120
5.3	Scenarieanalyser af pesticidudvaskning til dræn .....	123
<b>6.</b>	<b>Konklusion.....</b>	<b>127</b>
<b>7.</b>	<b>Perspektivering.....</b>	<b>129</b>
	<b>Referencer .....</b>	<b>131</b>
<b>Appendix A.</b>	<b>Infiltrabilitetsmålinger</b>	
<b>Appendix B.</b>	<b>WEPP-relationer og modifikationer til beskrivelse af hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag</b>	
<b>Appendix C.</b>	<b>Samlet udvaskning fra scenarieberegningerne i nr. 34-99 af i alt 99 simulerede 10-årsperioder</b>	
<b>Appendix D.</b>	<b>Hyppeghed af høje timeværdier for udvaskning af Metrafenon, Metsulfuronmethyl og Propyzamid</b>	

# Forord

Projektet "Jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskning til markdræn" er finansieret af Miljøstyrelsens program for Bekæmpelsesmiddelforskning (J. nr. MST-667-00122). Projektet er udført ved Københavns Universitet (KU), Institut for Plante- og Miljøvidenskab.

Der indgår markforsøg med forskellig jordbearbejdning. Disse er dels udført på KU's egne forsøgsarealer, dels hos praktiserende landmænd (Torben Bay og Søren Ilsøe), som begge er medlemmer af Foreningen for reduceret jordbearbejdning i Danmark (FRDK). FRDK hjalp med at finde de egnede forsøgslokaliteter og med at etablere den indledende kontakt med forsøgsværterne. Begge forsøgsværter har vederlagsfrit stillet arealer til rådighed for projektet. Planteavlskonsulent Bente Andersen har bistået ved at specificere de mange dyrkningsaktiviteter, som er brugt i forbindelse med scenarieberegninger.

Projektet har været fulgt af en følgegruppe med følgende sammensætning:

- Seniorrådgiver Hans Jørgen Henriksen, GEUS
- Professor Hans Chr. Bruun Hansen, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, KU
- Lektor Bjarne Strobel, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, KU
- Lektor Dean Jacobsen, Biologisk Institut, KU
- Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen (indtil december 2014)
- Henrik Frølich Brødsgaard (fra januar 2015)
- Anne Louise Gimsing, Miljøstyrelsen
- Peter Jørgensen, PJ-Bluetech ApS
- Specialkonsulent Marian Damsgaard Thorsted, SEGES (indtrådt maj 2013)
- Afdelingsleder Niels Lindemark, Dansk Planteværn
- Akademisk medarbejder Peter Wiberg-Larsen, Institut for Bioscience, AU
- Seniorrådgiver Walter Brüsch, GEUS
- Professor Poul Løgstrup Bjerg, Institut for Vand og Miljøteknologi, DTU
- Seniorforsker Nikolai Friberg, Institut for Bioscience, AU
- Seniorforsker Vibeke Ernstsén, GEUS
- Forskningsprofessor Jens Aamand, GEUS (indtrådt januar 2014)

Vi vil gerne takke FRDK, Torben Bay og Søren Ilsøe samt følgegruppens medlemmer for deres engagement i projektet og for konstruktive input.

Carsten T. Petersen

# Sammenfatning

Jordbearbejdning påvirker struktur og hydrauliske egenskaber i de øvre dele af jordprofilen, hvor pesticider almindeligvis forekommer i relativt store mængder i tiden efter udsprøjtning. Det er sandsynligt, at bearbejdningen derved påvirker risikoen for pesticidudvaskning til dræn og overfladevand. Projektets formål er at analysere effekterne af et bredt spektrum af jordbearbejdningsmetoder på pesticidudvaskningen fra markarealer til markdræn.

Der er gennemført relativt omfattende målinger af hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag (0- ca. 3 cm dybde) i et to-årigt forsøg med jordbearbejdning i Taastrup, samt i to mere praksisnære systemer med reduceret jordbearbejdning i hhv. Karlslunde og Sorø. Taastrupforsøget bestod af fire forsøgsbehandlinger, hhv. F1: Overfladisk harvning og såning; F2: Direkte såning med skiveskærmaskine; F3: Pløjning, furepakning, rotorharvning og såning; F4: Pløjning, såbedsharvning, såning. Der blev dyrket ensidig vinterhvede på JB6-jord, og halmen blev fjernet ved høst. Jordens volumenvægt, porøsitet og hydrauliske ledningsevne nær mætning blev målt ved fire forskellige niveauer af tension (dvs. undertryk i jordvandet forhold til atmosfæretryk) på 10 forskellige tidspunkter. Egenskaberne varierede systematisk om end noget komplekst hen over årene i F1, F3 og F4, mens årsvariationen var langt mindre i F2. Volumenvægten var gennemgående højest i F2 og lavest i F1, når man ser bort fra forholdene i sporarealer. Sporarealer lavet i forbindelse med såningen blev fulgt i F2 og F4. Volumenvægten var gennemgående højere i disse sporarealer end noget andet sted uden for sporene, og den var næsten konsekvent allerhøjest i F4. Nær-mættet hydraulisk ledningsevne faldt kraftigt med voksende tension inden for intervallet 1,5 – 12,0 cm v.s., nærmere bestemt og overordnet set (i gennemsnit uanset behandling og tidspunkt) med en faktor på 2,16, hver gang tensionen blev fordoblet. Der var statistisk sikker forskel på effekten af tension ved de forskellige behandlinger. Faldet var gennemgående kraftigere for ikke-pløjede behandlinger (F1 og F2), herunder i sporarealerne i F2 end i gennemsnit for alle behandlinger (inklusive behandlingerne gennemført i Sorø og Karlslunde). Der var betydelig rumlig variation i den nærmættede hydrauliske ledningsevne, og måleteknikkens detektionsgrænse (ca. 0,2 mm time<sup>-1</sup>) var ikke altid god nok til at bestemme de laveste værdier. Det gjaldt specielt ved højeste tension (12,0 cm v.s.), i sporarealer og i en periode i efteråret 2012 med særligt lave værdier. I denne særligt kritiske periode var det som hovedregel ikke muligt at måle nærmættet hydraulisk ledningsevne i sporarealerne. Eksempelvis lå ledningsevnen i sporarealerne i F4 (hvor problemet var størst) selv ved 1,5 cm tension under detektionsgrænsen i 75 % af de undersøgte målefelter. Sporarealer lavet af traktoren i forbindelse med såning udgjorde ca. 25 % af det samlede overfladeareal i F4 (se evt. forsidefoto). Der er behov for at udvikle mere følsomme og effektive teknikker til bestemmelse af nærmættet hydraulisk ledningsevne i situationer, hvor den er særligt lav.

I Karlslunde og Sorø blev målingerne gennemført på i alt 5 marker, som indgår i mere almindelige sædskifter. Jordtyperne er nogenlunde sammenlignelige med den undersøgte jord i Taastrup, men jorden tilføres meget mere organisk materiale. I Karlslunde praktiseres reduceret pløjefri jordbearbejdning med relativt dyb harvning og nedmuldning af halm. I Sorø praktiseres direkte såning med halmnedmuldning samt omfattende brug af efterafgrøder. På disse lokaliteter var der langt mindre variation i de målte hydrauliske egenskaber for overfladelaget end i Taastrup. Eksempelvis varierede gennemsnitsværdier for porøsitet mellem 50 og 59 %, mens den tilsvarende variationsbredde i Taastrup var 36-58 %. I Karlslunde og Sorø var det generelt ikke muligt at lokalisere kørespor lavet i forbindelse med såning, og disse sporarealer forventes derfor at indgå i

målefejlterne i henhold til deres arealmæssige vægt. Den (generelt) højere porøsitet i Karlslunde og Sorø blev ikke omsat i (generelt) højere gennemsnitsværdier af nærmættet hydraulisk ledningsevne, men hyppigheden af meget lave (ikke-målbare) værdier for nærmættet hydraulisk ledningsevne var betydeligt lavere i Sorø og Karlslunde end i Taastrup.

Observationerne i Taastrup, Karlslunde og Sorø tyder på, at jord, som bearbejdes mindre og mere skånsomt, bedre tåler færdsel uden at det på afgørende måde går ud over de hydrauliske egenskaber i køresporene. Den pløjede jord var mest følsom over for strukturforringelse i forbindelse med færdsel. Udsagnet svækkes lidt af, at undersøgelsen ikke er lavet specielt med henblik på at afdække samspillet mellem færdsel og jordbearbejdning. Eksempelvis er der ikke konsekvent anvendt samme dækudrustning ved de forskellige behandlinger, der alle er gennemført som det "almindeligvis foregår" på de pågældende lokaliteter.

Vi har tilpasset udvalgte funktioner fra en velanskrevet amerikansk model til bestemmelse af jorderosion i forskellige dyrkningssystemer (WEPP, "Water Erosion Prediction Project") til forholdene i Taastrup og har implementeret disse dynamiske hydrauliske funktioner i Daisy. Effekter af bearbejdningsmetode og jordfugtighed ved bearbejdning, nedbør, tid efter jordbearbejdning, frost, tekstur, organisk stof samt færdsel indgår. Tilpasningen går specielt på effekter af frost og jordfugtighed ved jordbearbejdning, som ikke indgår i de originale WEPP-relationer, og på kalibrering af parameterværdierne. Vha. de modificerede WEPP-relationer var det gennemgående muligt at simulere observerede årsvariationer af gennemsnitsværdier for såvel volumenvægt som nær-mættet hydraulisk ledningsevne tilfredsstillende i de forskellige forsøgsled, herunder i sporarealer. Den implementerede model var af ukendte årsager ikke så god til at bestemme det korrekte niveau for volumenvægten i Karlslunde og Sorø. For bearbejdningsformerne praktiseret i Karlslunde og Sorø giver beregninger af årsvariationer med WEPP-relationer imidlertid ikke så stor mening, idet variationerne som nævnt var ganske små.

Drænafstrømning samt udvaskningen af jordpartikler og to pesticider (Pendimethalin og Ioxynil) blev simuleret for Rørrendegaard-forsøget med udgangspunkt i modelberegnete og målte hydrauliske egenskaber i overfladelaget, og den simulerede transport til dræne blev sammenlignet med foreliggende måleværdier fra arealerne af lidt ældre dato. Såvel modelopsætninger baseret på beregnede og målte median- eller gennemsnitsværdier af hydrauliske egenskaber som en opsætning med egenskaber, der repræsenterer forholdene på moderat strukturskadet jord (en Minimum-opsætning) blev testet. Drænafstrømning og udvaskningsdynamik er ganske velbeskrevet med alle modelopsætninger. Det bærende element for udvaskningsdynamikken er, at modellen har indbygget effekter af store bioporer, som forbinder overfladelaget direkte med dræne. Minimum-opsætningen giver dog størst dynamik, mere forbigående vandstrømning direkte fra overfladelaget til dræne og markant højere udvaskning af jordpartikler end de øvrige modelopsætninger, hvilket klart indikerer, at områder med lav porøsitet og ringe ledningsevne bidrager uforholdsmæssigt meget til udvaskningen. Udvasningen af jordpartikler beregnet med Minimum-opsætningen stemmer overordnet set rigtig godt overens med måleværdierne, idet gennemsnittet af simuleret udvaskning for alle år og behandlinger kun ligger 28 % under måleværdien. Simuleringerne overvurderede imidlertid udvaskningen med reduceret jordbearbejdning, men undervurderede udvaskningen med pløjning. Vi konkluderer, at der er behov for at udvikle og implementere en bedre model for partikelmobilisering i overfladelaget, som tager højde for effekter af jordbearbejdning, frost og udtørring. Udvasningsdynamikken for jordpartikler er generelt vigtig, fordi den indikerer risiko for samtidige og væsentlige tab af stærkere adsorberende pesticider fra overfladelaget. Transporten af jordpartikler til dræn (både mængde og dynamik) er desuden vigtig, når man skal simulere transporten af pesticider, der i væsentlig grad binder sig til jordpartikler, mens de udvaskes. Dette vil eksempelvis kunne gælde for et stof som Glyphosat afhængigt af en række konkrete omstændigheder (Baun et al., 2007; Gjettermann et al., 2009; Hansen et al., 2012).

Opgjort på årsbasis var den simulerede pesticidudvaskning til dræn i Rørrendegaard-forsøgene ganske acceptabel set i forhold til måleværdierne. Det gælder for alle modelopsætninger, hvilket betyder, at det undersøgte spænd af hydrauliske egenskaber i overfladelaget (0-3 cm) ikke havde nogen afgørende indflydelse på den simulerede pesticidudvaskning. Både målte og simulerede værdier var relativt lave i de konkrete 1-2 år med foreliggende måleværdier, og der blev ikke simuleret væsentlige udvaskningsbidrag med makroporestrømning direkte fra selve jordoverfladentil dræne. Det er imidlertid sandsynligt, at denne mekanisme får meget større betydning for udvaskningen af stærkere adsorberende pesticider i situationer, hvor udvaskningen bliver stor. Der blev ikke simuleret nogen sikker effekt af jordbearbejdning på pesticidudvaskningen i den undersøgte periode, som imidlertid er alt for kort til at man kan generalisere. Måleresultaterne (som kun foreligger for F3 og F4) giver heller ikke mulighed for at vurdere, om manglen på effekt er meningsfuld i de konkrete forsøgsår, selvom der er indikation for større udvaskning af Pendimethalin i F4 end i F3. Det konkluderes, at de sparsomme pesticidmålinger fra Rørrendegaard ikke giver særlig god mulighed for at teste Daisy-modellen i situationer, hvor den bliver stærkt udfordret, og at der er behov for at konfrontere modellen, herunder specielt dens hydrauliske funktioner for overfladelaget, med et bredere spektrum af udvaskningsdata.

Der er lavet scenarieberegninger med Daisy af pesticidudvaskning på en modelejemdom med forskellige former for jordbearbejdning, hhv. konventionel jordbearbejdning med årlig pløjning, reduceret jordbearbejdning med harvning og direkte såning. Beregningerne er gennemført for to lerjordstyper (KT og ST; se afsnit 4.2.1) med moderate forskelle i overjordens (0-25 cm) tekstur og hydrauliske egenskaber (KT indeholder 17,1 % ler mod 11,6 % i ST). I beregningerne anvendes bedste bud på repræsentative hydrauliske egenskaber i jorden overfladelag (0-3 cm) for de forskellige bearbejdningsformer udledt på basis af måleprogrammet og ved hjælp af WEPP-relationer. Endvidere testes effekten af hydrauliske egenskaber, som ud fra måleprogrammet vurderes at repræsentere forholdene i stærkt strukturskadede delarealer på pløjet jord (hjulsporsarealer). Samme faste sædskifte bestående af vinterraps, 1. og 2. års vinterhvede, vårbyg og vinterbyg indgår i alle scenarier. Samlet set for alle scenarier anvendes i alt 27 forskellige pesticider i løbet af en rotationstid i sædskiftet på 5 år. Til at drive beregningerne er der anvendt syntetiske vejrdata repræsenterende Østsjælland, herunder timeværdier for nedbør. Beregninger for de 27 pesticider er gennemført for 99 perioder á 15 år, dvs. med tre fulde rotationer i hver periode og for i alt 1485 år. Udvasningen til dræn bestemmes dog alene for de to sidste rotationer i hver periode. Der fokuseres især på gennemsnitlig udvaskning i disse 10-årsperioder. Dyrkningsaktiviteter i scenarierne med større eller mindre indflydelse på modelleringen, herunder brug af sprøjtemidler, er fastlagt på grundlag af ekspertvurderinger.

Scenarieberegninger gennemført med repræsentative hydrauliske egenskaber for overfladelaget viste ikke nogen sikker overordnet effekt af jordbearbejdning på pesticidudvaskningen. Den samlede udvaskning ( $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$ ) var domineret af værdierne for nogle ganske få stoffer. Der var klare tendenser til effekter på udvaskningen af enkeltstoffer, men effekterne var ikke konsistente. Effekterne af jordbearbejdning pegede m.a.o. i forskellige retninger for forskellige pesticider og efterlader ikke noget samlet overordnet billede.

Udvaskningen var gennemgående væsentligt højere for pløjet jord med kraftige strukturskader i overfladelaget (sporarealer) end når den blev beregnet med repræsentative hydrauliske egenskaber (uanset jordbearbejdning). Det gjaldt for 23 hhv. 22 ud af de 26 pesticider, som blev anvendt på pløjet KT- og ST-jord. Opgjort som andel af udbragt mængde samt i gennemsnit for alle pesticider og for de 2 jordtyper blev der udvasket 6,0 gange mere pesticid fra pløjet jord med strukturskadede overfladelag end fra pløjet jord med repræsentative og dynamiske hydrauliske egenskaber for overfladelaget beregnet med de modificerede WEPP-relationer. Det er usandsynligt, at kraftige strukturskader nogensinde vil forekomme på hele arealet som forudsat i beregningerne. Men beregningerne tyder på, at forekomsten af delarealer med særligt lave værdier af porøsitet og nærmættet hydraulisk ledningsevne kan have overordentlig stor indflydelse på pesticidudvaskningen.



Resultaterne tyder altså på, at fokus bør rettes på rumlig variation i de hydrauliske egenskaber og forholdene i strukturskadede delarealer snarere end på gennemsnitsværdier for arealerne og gennemsnitsværdiernes variation.

I forhold til effekterne af jordbearbejdning på pesticidudvaskning synes det at være særlig vigtigt, i hvor høj grad systemerne genererer sådanne risikofyldte delarealer. Analysen indikerer, at dette er mindst lige så vigtigt, som i hvor høj grad bearbejdningssystemerne afføder behov for forskellige pesticidmængder. Effekter af strukturforringelser i hjulsporsarealer på pløjet jord indgår ikke som en formel del af scenarieberegningerne fordi det forudsættes, at jorden beskyttes gennem anvendelse af brede tvillingmonterede lavtryksdæk.

Udvaskningen var generelt lidt højere for KT-jorden end for ST-jorden, hvilket især beror på moderate forskelle mellem hydrauliske funktioner i overjorden. I beregninger gennemført for stoffet Prosulfocarb var effekten af jordtypen større end følsomheden over for spændet af værdier for relevante pesticidegenskaber (nedbrydningshastighed og sorptionsevne) angivet i Footprint databasen. Disse følsomhedsberegninger indikerer med andre ord, at usikkerheden på pesticidegenskaber og på om disse påvirkes af jordbearbejdningen kan være mindre væsentlig end forskelle mellem jordtyper. Man kan ikke generalisere resultaterne i forhold til alle andre pesticider, og man kan heller ikke konkludere, at udvaskningen altid er større på mere lerholdig jord, idet der er betydelig usikkerhed på hydrauliske funktioner bestemt alene ud fra teksturdata.

Usikkerhed over for valg af udvaskningsmodel er illustreret med stoffet Glyphosat. Det er kendt, at Glyphosat næsten udelukkende sorberes til jordens mineralske fase og næsten ikke til planterester på overfladen, at sorption og desorption ikke sker momentant samt at udvaskningen kan være domineret af kolloidfaciliteret transport. Derfor indgår sorptionskinetik og kolloidudvaskning i standardmodellen for udvaskning af Glyphosat. Beregninger viste, at udvaskningen af Glyphosat var særdeles følsom over for især sorptionskinetik. Stoffet har en særstilling, men det er muligt at sorptionskinetik også spiller en væsentlig rolle for nogle af de øvrige pesticider. For Glyphosat er det altså vigtigt at fintune modelparametre, som beskriver især sorptionskinetikken, og det samme gælder muligvis for andre af de 27 pesticider. Vi konkluderer, at det med henblik på at fintune Daisy er nødvendigt at konfrontere modellen med et større og bredere spektrum af udvaskningsdata, end det hidtil har været praktiseret.

Metoden med de mange 10-årsperioder med kunstige, men realistiske nedbørsmønstre skulle med tilnærmelse kunne eliminere vejrforholdenes indflydelse på pesticidudvaskningen, således at fokus kan lægges på jordbearbejdningen. Dette viste sig at være meget vigtigt, da der var stor variation imellem udvaskningen beregnet for de 99 10-årsperioder. Variationen afspejler, at udvaskningen er drevet af samspil mellem uheldige omstændigheder, hvorved enkelthændelser i enkeltår vil få stor indflydelse på den samlede udvaskning. Dette illustreres også af forekomster af relativt få, men ekstremt høje timeværdier for udvaskning af mange pesticider. Den store variation mellem 10-årsperioder indikerer, at det vil være endog særdeles vanskeligt at klarlægge jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskningen til drænen i rene markforsøg uden modelunderstøttelse. Uden solid modelunderstøttelse skal der bruges resultater fra ganske mange år (for mange pesticider formentlig adskillige 10-årsperioder) til at klarlægge nogenlunde sikre udvaskningsrisici, og det vil være særdeles vanskeligt eller umuligt helt at frikende visse stoffer for nogen risiko for udvaskning. Variationen kan muligvis forklare, hvorfor det på trods af ihærdige anstrengelser i mange markforsøg ikke er lykkedes at nå til nogen klar erkendelse på området (se Afsnit 1). En anden mulig forklaring kan være, at udvaskningen på ikke-strukturskadede jord rent faktisk ikke påvirkes på systematisk forskellig måde af de almindelige former for jordbearbejdning. Denne forklaring understøttes også af projektets resultater.

# Summary

Soil tillage affects structure and hydraulic properties of the uppermost part of the soil profile where pesticides normally are present in the largest quantities during a period after application. Thus it is relevant to consider how soil tillage affects pesticide leaching to field drains and surface waters. This project aims to analyze the effects of a wide range of tillage practices on pesticide leaching from agricultural areas to field drains.

Extensive measurements of hydraulic properties of the soil surface layer (0- 3 cm depth) have been carried out in a two-year trial with soil tillage in experimental plots at Taastrup, and in two more practice-oriented systems with reduced tillage in Karlslunde and Sorø, respectively. The experiment in Taastrup consisted of four treatments, F1: superficial harrowing and seeding; F2: direct drilling with roller shares; F3: ploughing, light compaction, power harrowing and seeding; F4: ploughing, seed bed harrowing, seeding. Winter wheat was grown continuously on a JB6 soil. The straw was removed after harvest. Bulk density, porosity, and near-saturated hydraulic conductivity at four different levels of tension were measured 10 times during a two-year period. All properties varied systematically, although somewhat complex in F1, F3 and F4, whereas the temporal variation was much smaller in F2. Generally (excluding conditions in track areas) the bulk density was highest in F2 and lowest in F1. Track areas made during seeding were monitored in F2 and F4. The bulk density was generally higher in these areas than anywhere else outside the tracks, and it was almost consistently at its highest in F4.

Near-saturated hydraulic conductivity declined sharply with increasing tension in the range of 1.5 - 12.0 cm wc. More specifically (independent of treatment and time of observation), it declined by a factor of 2.16 for every doubling of the tension. The effect of tension differed among the different treatments. The decline was significantly steeper for non-ploughed treatments (F1 and F2), (including track areas in F2) than on average for all treatments (including treatments carried out in Sorø and Karlslunde). There was a substantial spatial variation in the near-saturated hydraulic conductivity, and the detection limit of the measuring technique (about 0.2 mm h<sup>-1</sup>) was not sufficient to detect the lowest values. This was especially the case at the highest tension (12.0 cm wc) when measuring the near-saturated hydraulic conductivity in track areas and during a period in the fall of 2012 with exceptionally low values. It was generally not possible to measure near-saturated hydraulic conductivity in track areas in this particularly critical fall period. The conductivity in track areas of F4 (where the problem was greatest) was below the detection limit for 75 % of the attempted measurements at 1.5 cm tension. Track areas made by the tractor during seeding amounted to approximately 25% of the total surface area of F4 (see e.g. the cover photo). There is a need to develop more sensitive and efficient techniques for determining the near-saturated hydraulic conductivity in situations where the conductivity is particularly low.

Measurements in Karlslunde and Sorø were carried out on five un-ploughed fields, which are all included in common practice crop rotations. The soil types are fairly comparable with the Taastrup soil but much more organic material (manure and/or crop residues) has been applied for many years. Relatively deep harrowing with incorporation of straw is practiced in Karlslunde. In Sorø there is a frequent use of cover crops, and both these and straw are distributed and left in the fields. The fields are directly drilled with a minimum of soil disturbance. The variation of measured hydraulic properties in the surface layer of the five fields was much smaller than that observed in Taastrup. The porosity, for example, varied between 50 and 59%, whereas the corresponding range

of variation in Taastrup was 36-58%. In Karlslunde and Sorø it was generally not possible to locate tracks made in connection with seeding. Hence, measurements in track areas are expectedly included as general observations according to their spatial weight. The generally higher porosity in Karlslunde and Sorø were not (as expected) reflected in generally higher mean values of near-saturated hydraulic conductivity, but the frequency of very low (non-measurable) near-saturated hydraulic conductivity values was significantly lower in Sorø and Karlslunde than in Taastrup.

The observations made in Taastrup, Karlslunde and Sorø suggest that less tillage will lead to improved tolerance towards traffic, meaning that hydraulic properties will be less severely damaged. The ploughed soil was most sensitive to structural deterioration in track areas. The statement is weakened slightly by the fact that the investigation was not made specifically in order to uncover the interaction between traffic and tillage. For example, we did not consistently apply the same type of tires and the same inflation pressure at the different treatments, all of which were implemented in accordance with "normal practice" on the sites concerned.

We have adapted selected dynamic hydraulic functions from a well-reputed American soil erosion model (WEPP, "Water Erosion Prediction Project") to the conditions in Taastrup, and these functions have been implemented in Daisy. Effects of tillage method and soil moisture during tillage, precipitation and time after tillage, frost events, soil texture, organic matter and traffic are included in the functions describing the relevant hydraulic properties. The adaptations specifically relate to the effects of frost and soil moisture during tillage, which are not included in the original WEPP relationships, and to calibrations of parameter values. In general, satisfactory agreement was achieved for the different treatments and in wheel tracks between WEPP-modelled and observed annual variations of average values of bulk density and near-saturated hydraulic conductivity. The implemented functions were, for yet unknown reasons, not sufficient to determine the observed level of bulk density in Karlslunde and Sorø. However for the cropping methods practiced in Karlslunde and Sorø, calculations of hydraulic properties with dynamic WEPP functions do not make so much sense because the variations were quite small.

Drain flow as well as the leaching of soil particles and two selected pesticides (Pendimethalin and Ioxynil) was simulated for the Rørrendegaard experimental treatments on the basis of modeled and measured hydraulic properties in the surface layer, and the simulated transport to the drains were compared with previously measured values in the experiment. Both model setups based on measured and calculated median or mean values of the hydraulic characteristics, and a setup representing hydraulic conditions in a soil with moderate structural damages (designated Minimum setup) were tested. Drain flow and leaching dynamics were quite well described by all model configurations. When it comes to leaching dynamics, the cornerstone of the model is its built-in effects of large biopores which connect the surface layer directly with the drains. The Minimum setup, however, showed most dynamics with the most transient water flowing directly in biopores from the surface layer to the drains and with significantly higher leaching of soil particles. This clearly indicates that areas with low porosity and low near-saturated conductivity contribute disproportionately high amounts to the leaching. The total leaching of soil particles calculated using the Minimum setup corresponded quite well with the measured values, i.e. the average mass of simulated particle loss to drains for all years and treatments was only 28 % below the measured value. However, the simulations overestimated leaching with the reduced tillage treatments (F1 and F2) and underestimated leaching with the ploughed treatments (F3 and F4). We conclude that there is a need to develop and implement a better model of particle mobilization in the surface layer, which takes into account the effects of tillage, freezing and drying. Leaching dynamics of soil particles is generally important because it indicates the risk of simultaneous and substantial losses of stronger adsorbing pesticides from the surface layer. The transportation of soil particles to drains (both quantity and dynamics) is also important when simulating the transport of pesticides that are bound to the particles when leached (colloid facilitated transport). This may apply e.g. for the

herbicide Glyphosate depending on a number of specific circumstances (Baun et al., 2007; Gjettermann et al., 2009; Hansen et al., 2012).

Compared to measured values accumulated on an annual basis, simulated values of pesticide leaching into drains in the Rørrendegaard experiments were quite acceptable. This applies to all model configurations, indicating that the studied range of hydraulic properties of the surface layer (0-3 cm) had no significant influence on the simulated pesticide leaching. However, both measured and simulated values were relatively small in the investigated 1-2 year period with available measurements, and the simulations showed no significant contributions to leaching from transport in continuous macropores directly from the surface layer to the drains. It is likely that this transport mechanism will be much more important for the leaching of stronger adsorbing pesticides in situations where leaching is great. There was not any significant effect of tillage on simulated pesticide leaching during the investigated period. However, the period is too short to generalize with respect to tillage effects. Also the observations (which are available only for F3 and F4) do not allow assessing whether or not the lack of simulated effects are meaningful, although there is indications of greater leaching of Pendimethalin in F4 than in F3. It is concluded that the available pesticide measurements from Rørrendegaard do not constitute a satisfactory basis for testing the Daisy model. The model needs to be confronted with a much wider spectrum of leaching data, including situations where it is being challenged.

Scenario calculations of pesticide leaching to drains were made with the Daisy model for three alternative tillage systems: conventional tillage with annual ploughing, reduced tillage with harrowing, and direct drilling. The calculations were carried out for two loamy soils (KT and ST) with moderate differences in soil texture (KT has the highest content of clay) and hydraulic properties at 0-25 cm depth. Estimates of representative hydraulic properties of the 0-3 cm top layer based on the measuring program and the implemented WEPP relationships were used in the calculations. Furthermore, effects of hydraulic properties as found in structurally damaged areas (wheel tracks on ploughed land) were tested. The same five year crop rotation scheme consisting of winter rape, first and second year winter wheat, spring barley and winter barley were investigated in all scenarios. Cultivation activities in the scenarios with greater or lesser influence on the modelling results, including the use of pesticides, were decided on the basis of expert judgments. Overall for all scenarios, a total of 27 different pesticides were used. Synthetic weather data representing the eastern part of Zealand, including hourly values of precipitation, were used to drive the calculations. Calculations for the 27 pesticides were carried out for 99 periods of 15 years each, i.e. for three full crop rotations per period and for a total of 1485 years. Leaching to drains was determined only for the last two rotations (10 years) in each period leaving the first rotation as a "warming-up" period. The calculations and analyses are mainly focused on average leaching for these 10-year periods but hourly peak concentrations have been analyzed as well.

Scenario calculations conducted with representative hydraulic properties for the surface layer showed no significant overall effect of tillage on pesticide leaching. The total leaching summed up for all 27 pesticides ( $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ years})^{-1}$ ) was dominated by a small number of pesticides. There were clear trends for effects of soil tillage on the leaching of individual pesticides, but the effects were not consistent. Hence, the effects of tillage pointed in different directions for different pesticides, leaving no clear overall picture.

Simulated leaching was in general significantly larger for ploughed land with severe structural damages in the surface layer (track areas) than when calculated with representative hydraulic properties (regardless of tillage). This was the case for 23 and 22, respectively, of the 26 pesticides used on ploughed KT and ST soil. When measuring the pesticide leaching as proportion of applied amounts ( $\% (10 \text{ years})^{-1}$ ) and taking the average for all pesticides and for both soil types, 6.0 times more pesticide was leached from structurally damaged than un-damaged, ploughed land. It is unlikely that severe structural damages will ever occur overall as assumed in the calculations.

However, the calculations indicate that the occurrence of subareas with particularly low values of porosity and near-saturated hydraulic conductivity can have very significant impact on the leaching of many pesticides. Hence, the results indicate that attention must focus on spatial variability of the hydraulic properties and on conditions within structurally damaged areas (e.g. wheel tracks) rather than on representative (e.g. average) values and variation of such representative values.

For any possible effects of tillage systems on pesticide leaching, the extent to which the systems generate such risky (structurally damaged) subareas seems to be particularly important. The analysis indicates that this factor is at least as important as the degree to which different tillage systems give rise to a need for different amounts of pesticides. Effects of structural deterioration in track areas on ploughed land are not included as a formal part of the scenario analysis because it is assumed that the land is protected through the use of twin-mounted low-pressure tires.

Uncertainty associated with the choice of leaching model is illustrated with the pesticide Glyphosate. It is known that Glyphosate is sorbed almost entirely to mineral soil components and almost not at all to plant residues on the soil surface, that sorption and desorption does not occur instantaneously, and that leaching may be dominated by colloid facilitated transport. Sorption kinetics and colloid facilitated transport are therefore included in the standard model for Glyphosate leaching. Sensitivity analyses showed that the leaching of Glyphosate was highly sensitive to sorption kinetics. Hence, it is important to fine-tune model parameters for Glyphosate describing the sorption kinetics. Glyphosate is special in some important respects but it is possible that sorption kinetics also is an important factor for the leaching of some of the other 26 pesticides. We conclude that it is necessary to confront Daisy with a wider range of pesticide leaching data, than has hitherto been practiced, in order to fine tune the model.

When calculating leaching in many 10-year periods based on artificial but realistic weather patterns, it should be possible to eliminate virtually all influence from weather on pesticide leaching and, therefore, to focus on soil tillage. This proved to be very important, as there was great variation between leaching calculated for the 99 10-year periods. The variation reflects that leaching is driven by the adverse interaction between many different factors whereby individual events in individual years may obtain a major impact on the overall leaching. This is also illustrated by the occurrence of relatively few but extremely high values for hourly leaching of many pesticides.

The large variation between simulated leaching for 10-year periods indicates that it will be very difficult to deduce any systematic effect of soil tillage on pesticide leaching to drains based on field trials without solid model support. Data for many years have to be included (probably several 10-year periods for most pesticides) to clarify leaching risks, and it will be extremely difficult or impossible in some cases to completely exclude any risk of leaching. The variation may explain why it has not been possible to reach a clear understanding of the effects of soil tillage despite strenuous efforts in many field trials (see Section 1). Another possible explanation could be that pesticide leaching on soil that is not structurally damaged does not depend systematically on the choice of tillage system. This explanation is also supported by the project results.

# 1. Baggrund og formål

Makroporestrømning er af afgørende betydning for transporten af de fleste pesticider i struktureret jord (fx Flury, 1996; Jarvis, 2007; Hansen et al., 2012). Mange forsøg især med farvesporstof har vist, at store, vertikalt orienterede bioporer (diameter > ca. 2-3 mm) ofte spiller en særlig vigtig rolle som hurtige transportveje gennem de øverste 1-2 meter af profilen. Transporten af de pesticider, som nedbrydes relativt hurtigt og fastholdes øverst i profilen, påvirkes i særlig grad af makroporestrømning. Det skyldes dels, at transporten i makroporerne foregår meget hurtigt, dels at initieringen af makroporestrømning fordrer lokal vandmætning.

Med kravet om vandmætning får jordmatrixens egenskaber afgørende betydning for, om tilstedeværende makroporer aktiveres. Porer i matrixen, som er lidt mindre end makroporerne, sikrer plads til vandet samt en høj vandledningsevne nær vandmætning, og de modvirker derved makroporestrømning. Som hovedregel er risikoen for udvaskning af overfladetilførte forureningsstoffer størst, når vandmættede forhold optræder helt tæt på jordoverfladen, enten i umiddelbar tilknytning til udbringningen, eller over en længere tidsperiode i tilfælde af, at forureningsstofferne kan fastholdes længe i det allerøverste jordlag. Det sætter særligt fokus på overfladestrukturen og hydrauliske egenskaber i det allerøverste jordlag (nogle mm/ få cm).

Jordens struktur og hydrauliske egenskaber varierer hen over året under indflydelse af færdsel og jordbearbejdning, sædskifte (afgrødedække), biologisk aktivitet i jorden, nedbør samt cykler af frysning/optøning og opfugtning/udtørring. Overfladelaget er langt mere udsat for disse påvirkninger end dybereliggende jordlag. Daraghmeh et al. (2008) undersøgte effekter af 2 former for jordbearbejdning (pløjet og upløjet) og fandt, at jordens vandretentionsegenskaber nær vandmætning var stærkt påvirket af både jordbearbejdning og færdsel, at egenskaberne varierede hen over året, og at denne variation var størst i det pløjede system samt i køresporene. I overensstemmelse med tidligere erfaringer var det især jordens indhold af større porer (fx 0,1-1,0 mm i ækvivalent poreradius), som blev påvirket af færdsel og jordbearbejdning, mens de lidt mindre porer blev mindre påvirket (Daraghmeh et al, 2008; se også Ball et al., 1988). I efterårs- og forårsmånederne faldt vandinfiltrationsevnen (og vandledningsevnen) kraftigt med faldende jordvandindhold eller trykpotential i området lige under vandmætning, mens faldet var langt mindre i vintermånederne. Infiltrationsevnen var snævert korreleret med aggregaternes stabilitet i våd tilstand (Daraghmeh et al., 2008; 2009), som relaterer sig til jordtemperaturen og den biologiske aktivitet i jorden (Chenu og Cosentino, 2011). I starten af efteråret var infiltrationsevnen (og vandledningsevnen) nær mætning størst i det pløjede system, mens det modsatte gjorde sig gældende i forårsmånederne. Det blev konkluderet, at evnen til at regenerere en stabil overfladestruktur efter vinterens strukturkollaps ("the soil resilience") var størst i det led, som ikke blev pløjet (Daraghmeh et al., 2008).

Kritisk lave niveauer for nær-mættet hydraulisk ledningsevne (set i forhold til nedbørsmønsteret) blev især fundet i den koldeste periode fra sent efterår til tidligt forår, men datagrundlaget var ikke tilstrækkeligt til at drage nogen konklusion om effekter af jordbearbejdningen i denne periode. I modelsimuleringer tager man normalt ikke hensyn til sådanne årsvariationer i de hydrauliske egenskaber fordi der mangler viden på området.

Biologisk aktivitet har stor indflydelse på struktur og hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag, bl.a. fordi rodvæksten danner et utal af sammenhængende kanalsystemer, men også fordi

jordaggregaternes stabilitet (og dermed stabiliteten af de lidt større porer mellem aggregaterne) er stærkt påvirket af rodaktivitet og mikrobiel virksomhed (Tisdal og Oades, 1982; Chenu og Cosentino, 2011). Hvis aggregatstabiliteten er høj, og der ligger planterester på overfladen, slæmmes jorden ikke så nemt i forbindelse med kraftig regn, hvilket bl.a. har betydning for transport af vand og jordpartikler på overfladen samt på jordens luftskifte.

Det er påvist, at overfladestrukturen kan have dominerende indflydelse på, hvordan totalherbicidet Glyphosat transporteres ned gennem jorden, og på mobiliseringen af de fine jordpartikler, der i forbindelse med kolloidfaciliteret transport kan spille en afgørende rolle for udvaskningen (Gjettermann et al., 2009; Gjettermann et al., 2011a). Intensiv jordbearbejdning (især når jorden er våd og derfor strukturlabil) destabiliserer aggregaterne, fører til frigørelse af flere jordpartikler og gør jorden mere modtagelig for slæmning og makroporestrømning. Med ikke-vendende jordbearbejdning (typisk én eller flere harvninger i stedet for pløjning som primær behandling) eller såning med specialmaskine helt uden jordbearbejdning er der mindre jorderosion (vind-, vand- og/eller jordbearbejdningserosion), delvist på grund af at der generelt opnås en højere koncentration af organisk materiale på og nær ved overfladen (Schjønning et al., 2009; Olesen, 1979). Denne tendens forstærkes af, at tilførsel af organisk materiale (med halm og/-eller efterafgrøder) af mange betragtes som en forudsætning for, at driftsformen med ringe eller ingen brug af maskinel jordbearbejdning, kan lykkes. Det fører til øget mikrobiel aktivitet ved overfladen, højere aggregatstabilitet, øget regnormeaktivitet (især aneciske arter) samt højere infiltrationsevne (fx Teebrugge og Düring, 1999). Fordelingen af planterødder i jordprofilen påvirkes. Rodtætheden vil typisk blive forøget helt tæt ved overfladen, og der er i flere undersøgelser påvist større roddybde. Man taler om, at den maskinelle jordbearbejdning gradvist erstattes af biologisk jordbearbejdning.

Højere biologisk aktivitet i overfladelaget med reduceret jordbearbejdning kan være forbundet med hurtigere mikrobiel nedbrydning af visse pesticider (fx Düring og Hummel, 1993; Mueller et al., 1992). Tilsvarende kan øget tilstedeværelse af et pesticid på overfladen resultere i øget fotokemisk nedbrydning og fordampning. Men nedbrydningen kan også være hæmmet af manglende indarbejdning i jorden og evt. stærkere binding til den faste fase pga. højere humusindhold i overfladelaget, hvorfor det er vanskeligt at generalisere (fx Zablotowicz et al., 2000; Fromsgaard, 2004). Glyphosat anvendes relativt hyppigt i systemer med reduceret jordbearbejdning, og indtager derved en særstilling. Det binder (modsat mange andre pesticider) kun i lille grad til organisk stof, men normalt kraftigt til den mineralske fase. Zablotowicz et al. (2009) bestemte nedbrydningshastigheder og persistens for stoffet i jord i et langtidsforsøg med jordbearbejdning (konventionel og ingen jordbearbejdning). Nedbrydningshastigheden var positivt korreleret med indholdet af organisk stof og den biologiske aktivitet, men forskellen mellem behandlingerne var lille. Det blev konkluderet, at stoffets persistens var nogenlunde ens i de to systemer. Selv om der måtte være en væsentlig forskel, er høj persistens i jord ikke nødvendigvis ensbetydende med en væsentligt forøget udvaskningsrisiko.

De positive effekter af reduceret jordbearbejdning på jordens overfladestruktur taler for, at reduceret jordbearbejdning generelt vil mindske udvaskningen af adsorberende pesticider. Men driftsformen er (formentlig og afhængigt af sædskiftet) forbundet med et højere forbrug af visse herbicider (fx Olesen et al., 2002), og den øgede aktivitet af regnorme, hvoraf nogle laver dybtgående vertikale gangsystemer, der samtidig når helt op til overfladen, kan måske give mere pesticidnedvaskning. Egne undersøgelser gennemført med høj simuleret nedbørsintensitet (25 mm time<sup>-1</sup>) har vist op til 5 gange flere hydraulisk aktive bioporer i 30-100 cm dybde på jord med minimal jordbearbejdning end på pløjet jord (Petersen et al., 2001). Intensiv sekundær jordbearbejdning kan (for en tid) næsten helt eliminere hydraulisk aktive makroporer i overfladelaget såvel som i hele profilen (Petersen et al., 1997). På den anden side har minimal jordbearbejdning i gennemsnit over 4 år resulteret i mindre udvaskning af jordpartikler til drænen

end andre former for jordbearbejdning (Petersen et al., 2004), hvilket kan tænkes at påvirke den kolloid-faciliterede transport af pesticider.

Udbredelsen samt effekter af overfladeåbne makroporer med direkte forbindelse til nedgravede dræn er blevet belyst gennem et projekt finansieret af Miljøstyrelsens Program for Bekæmpelsesmiddelforskning (Petersen et al., 2012; Petersen et al., 2013). Udvaskningen af 2 efterårsudbragte pesticider (Pendimethalin og Ioxynil) blev simuleret med Daisy-modellen (Hansen et al., 2012) for en 10-års periode på et pløjet og ekstensivt harvet markareal på Rørrendegård i Tåstrup, repræsenterende konventionel jordbearbejdning til vinterhvede på JB6. Beregningerne viste, at der var tæt sammenhæng mellem hvor meget vand, der strømmede direkte fra overfladelaget til drænet via makroporerne, og hvor meget stærkt adsorberende pesticid (Pendimethalin), der endte i drænet. Dette stemmer overens med tidligere rapporter om periodevis snæver korrelation mellem Pendimethalin-koncentration og indhold af jordpartikler i drænvand (Petersen et al., 2003), at hovedparten af de jordpartikler, der udvaskes til underjorden via makroporer, stammer fra overfladelaget (Styczen et al., 2011), samt at hovedparten af en udbragt standardmængde af Pendimethalin (ca. 77 %) kan genfindes i det allerøverste jordlag (0-5 mm, lerjord med 1,2 % C) efter tilførsel af selv store vandmængder (120 mm; Gjettermann et al., 2011b).

Følsomhedsberegninger viste, at anvendelsen af relativt lave men formentlig realistiske værdier for nær-mættet hydraulisk ledningsevne i jordoverfladen og/eller furebunden kunne få vandstrømningen direkte fra overfladen til drænet til at vokse lidt. Samtidig voksede udvaskningen af Pendimethalin meget dramatisk, og transport fra overfladelaget via direkte forbundne makroporer i området ved drænet blev helt dominerende for den samlede transport fra markarealet til drænet. Resultatet er i overensstemmelse med erfaringer gjort af Kladviko et al. (1991, 1994), som i markforsøg over 4 år med 3 pesticider og 3 drænaftande viste, at meget betydelige pesticidmængder (op til gennemsnitligt 0,45 % af udbragt mængde og mest ved mindst drænaftand) kunne transporteres til markdrænene i få kortvarige hændelser og båret af ganske små vandmængder (samlet gennemsnitlig mængde af drænvand i perioden < 16 mm) i løbet af de første 2 måneder efter udbringningen. Beregningerne viste også, at de hydrauliske egenskaber havde større betydning for pesticidudvaskningen end det præcise antal af makroporer. For det svagt adsorberende pesticid (Ioxynil) var transport fra overfladelaget via direkte forbundne makroporer kun væsentlig, når vandledningsevnen i overfladelaget var meget lav (repræsenterende en jord med ødelagt struktur, fx i et kørespor under tunge maskiner). Det var derfor normalt ikke væsentligt for udvaskningen af Ioxynil, om makroporerne var åbne i jordoverfladen. Hydraulisk ledningsevne i furebunden og drænforbundne makroporer var dog fortsat meget vigtige for den simulerede pesticidudvaskning til dræn, hvilket afspejler transport af det mobile pesticid med vandstrømning til makroporer i lidt større jorddybde. Tilbagevendende pløjning til samme dybde kombineret med tung færdsel danner typisk en pløjesål, hvis hydrauliske egenskaber synes at variere i forhold til faktorer som bevoksning (sædskifte) og hvor lang tid, der er forløbet, siden behandlingen (Rydberg, 1987; Comia et al., 1994; Munkholm et al., 2005; Petersen et al., 2008), men ændringerne vil ske mere gradvist end ved overfladen.

Udvaskningen af de fleste pesticider til markdræn domineres af processer, som foregår ekstremt uensartet tidsligt såvel som rumligt fordelt på markarealet, drevet af et uheldigt samspil af omstændigheder (udvaskningen er "event"-drevet). Disse processer kan ikke undersøges fyldestgørende (måles eller simuleres) i lille skala (tid og rum), eksempelvis i form af lysimeterforsøg eller søjleforsøg i laboratoriet. Spørgsmålet om de samlede effekter af jordbearbejdning egner sig heller ikke til at blive belyst i rent eksperimentelle (felt-)studier udført i normal tidsskala (nogle få år), fordi udvaskningen påvirkes af mange faktorer med indbyrdes vekselvirkning. Det er muligvis baggrunden for, at selv ret omfattende international forskning med måling af effekter af forskellige former for jordbearbejdning på pesticidudvaskningen til dræn ikke har givet entydige resultater, om end der er eksempler på meget betydelige effekter af jordbearbejdning i forskellige retninger (reviews givet af Flury, 1996; Reichenberger et al., 2007;



Vereecken, 2005). De fleste jordbearbejdningsforsøg belyser ekstremerne inden for spektret af metoder, dvs. konventionelle (pløjede) systemer sat op over for ingen (eller absolut minimal) jordbearbejdning, mens reduceret jordbearbejdning praktiseret i Danmark typisk ligger et sted imellem ekstremerne. Selvom udvaskning via markdræn udgør en vigtig kilde til pesticidforurening af overfladevand er det næppe som generelt tiltag nogen god løsning at reducere dræningseffektiviteten, idet dræning modvirker tab til vandløbene med overfladisk afstrømning.

Der er en række andre driftsmæssige dispositioner som knytter sig til valget af jordbearbejdningsmetode, herunder sædskifte og pesticidanvendelse (mængde og art), kørsel i marken samt tilførsel af organisk materiale. Disse vil også kunne påvirke pesticidudvaskningen. Når effekten af forskellige former for jordbearbejdning på pesticidudvaskningen skal sammenlignes er det derfor vigtigt at se på samlede systemer. Sådanne sammenligninger har sjældent (om nogensinde) været forsøgt.

Projektets formål er at analysere effekterne af et bredt spektrum af jordbearbejdningsmetoder på pesticidudvaskningen fra markarealer til markdræn. Herunder vurderes bl.a. følgende hypoteser:

- Nær-mættede hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag påvirkes forskelligt af forskellige former for jordbearbejdning. Dette har betydning for makroporestrømning og for transporten af jordpartikler og pesticider til markdræn.
- Nær-mættede hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag varierer systematisk hen over året, og dette kan udtrykkes ved matematiske funktioner tilpasset jordbearbejdningen. Anvendelsen af sådanne funktioner i Daisy har væsentlig effekt på simuleret udvaskning til dræn set i forhold til simuleringer baseret på årlige gennemsnitsværdier for de hydrauliske egenskaber.
- Der er væsentlig forskel på pesticidudvaskningen fra jordbrugssystemer karakteriseret ved forskellige former for jordbearbejdning (hhv. pløjede systemer, harvningsbaserede systemer og systemer med helt minimal jordbearbejdning).

Analysen gennemføres ved at kombinere eksperimentelt arbejde med modeludvikling og modelsimulering. Strukturforhold i jorden samt overfladelagets evne til at lede vand under nær-vandmættede forhold undersøges i et markforøg på en JB6 jord (Rørrendegård, Taastrup). Forsøgsbehandlingerne dækker et meget bredt spektrum af jordbearbejdningsmetoder til vinterhvede (med og uden pløjning kombineret med intensiv hhv. ekstensiv/ingen sekundær jordbearbejdning). Vandledningsevnen bestemmes hen over året ved forskellig jordbearbejdning med særlig vægt på afstrømningsperioden. Der udledes procesbaserede, matematiske udtryk for porøsitetens og ledningsevnen tidsmæssige variation, disse udtryk indbygges i Daisy-modellen, og der gennemføres modelberegninger af jordbearbejdningens indflydelse på udvaskningen af jordpartikler samt pesticider med forskellige egenskaber til markdræn. Den beregnede udvaskning sammenholdes med måleværdier fra et tidligere gennemført, men tilsvarende forsøg på samme areal. Forsøget på Rørrendegård suppleres med målinger af jordstruktur og hydrauliske egenskaber i mere realistiske systemer med reduceret jordbearbejdning på lerjordsarealer i Karlslunde og Sorø. Disse målinger sammenholdes med resultaterne fra Rørrendegård, og tilsammen beskriver værdierne den variation af de undersøgte egenskaber, inden for hvilken der kan gennemføres scenarieberegninger.

Der opstilles 3-4 realistiske og sammenlignelige dyrkningsscenarier for kornrige sædskifter på et modellandbrug med lerjord karakteriseret ved forskellige former for jordbearbejdning (pløjede systemer, harvede systemer og systemer med direkte såning) og ved pesticidanvendelse. For disse gennemføres der scenarieanalyser af pesticidudvaskningen baseret på langtidssimuleringer med Daisy. Analyserne indbefatter en vurdering af følsomheden over for usikkerheden på de mest betydende modelparametre.

# 2. Feltundersøgelser af jordbearbejdningens indflydelse på jordstruktur og hydrauliske egenskaber

Feltundersøgelserne er gennemført på KU-Sciences' forsøgsfacilitet Rørrendegård i Tåstrup, hos gårdejer Søren Ilsøe på Knudstrupgård ved Sorø samt hos gårdejer Torben Bay på Kildevældsgården ved Karlslunde. Undersøgelserne fokuserer alle steder på måling af hydrauliske egenskaber og jordstruktur i overfladelaget på forskellige tidspunkter hen over året. Der måles alle steder gennem en periode på ca. 2 år.

Alle 3 forsøgslokaliteter er lerjordsarealer, men driften er meget forskellig. På Rørrendegård praktiseres et ensidigt sædskifte med korn, langt overvejende vinterhvede. Halmen fjernes efter høst og der tilføres ikke organiske gødninger. Her måles der i et forsøg med 4 meget forskellige former for jordbearbejdning fra konventionel jordbearbejdning baseret på årlig pløjning til direkte såning med skiveskærmaskine, som resulterer i en absolut minimal forstyrrelse af jordstrukturen. Knudstrupgård og Kildevældsgården drives med mere alsidige sædskifter, hvilket bl.a. giver bedre mulighed for at kontrollere ukrudtsbestanden med mindre jordbearbejdning. Kildevældsgården er siden 2005 blevet drevet med reduceret, pløjefri jordbearbejdning. Der gennemføres en primær jordbearbejdning i form af relativt dyb harvning forud for såbedstilberedning og såning. Halmen nedmuldes, men der anvendes ikke organisk gødning. Knudstrupgård drives ligeledes uden pløjning og med endnu mindre jordbearbejdning. Her er jorden ikke pløjet siden 2001. Siden 2009/-10 er jorden blevet tilsæt direkte med en såkaldt harvetandsåmaskine, hvilket betyder, at den yderst minimale og overfladiske jordbearbejdning gennemføres på én gang i kombination med såningen. Halmen nedmuldes, og der anvendes organisk gødning.

## 2.1 Materialer og metoder

### 2.1.1 Rørrendegård ved Taastrup

Delprojektet fokuserer på at måle effekter af fire meget forskellige former for jordbearbejdning på nær-mættede hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag, herunder især at bestemme årsvariationer. Samtidig gennemføres en række målinger, der skal understøtte den efterfølgende modellering. Målingerne gennemføres i et ensartet og velbeskrevet system med ensidig korndyrkning domineret af vinterhvede.

#### 2.1.1.1 Forsøgsarealet

Forsøgsarealet på Rørrendegård er velkendt, idet det tidligere er blevet anvendt i forbindelse med flere forskningsprojekter (se fx Petersen et al., 2001; Petersen et al., 2003; Petersen et al., 2004; Petersen et al., 2013). Det er opdelt i 4 felter nummereret 1-4 fra nord, hver med et centralt beliggende markdræn og med mulighed for måling af drænvandsafstrømning samt udtagning af drænvandsprøver. Felterne nummereret 1 og 2 er ikke blevet pløjet siden efteråret 1997, og har kun

været udsat for overfladisk jordbearbejdning til højst ca. 6-8 cm dybde. Felterne 3 og 4 er blevet pløjet hvert år om efteråret. Der har været dyrket korn i alle årene siden 1998 (hovedsageligt vinterhvede), og halmrester er blevet fjernet fra arealerne efter høst. I årene 1998-2002 svarede jordbearbejdningen til behandlingerne i nærværende undersøgelse (Petersen et al., 2004; se Afsnit 2.1.1.2)

Jorden er klassificeret som en fin sandblandet lerjord (JB nr. 6). Overjorden, som er blandet ved jordbearbejdning (pløjning) gennem mange år, er teksturelt meget ensartet (Tabel 2-1). Den har generelt et indhold af ler (< 2 µm), silt (2-50 µm) og sand (>50 µm) på hhv. 11 %, 21-23 % og 66-67 %. Indholdet af organisk kulstof er fundet at variere mellem 1,2 og 1,8 %. I 30-40 cm dybde er indholdet af ler, silt og sand hhv. 11-13 %, 22-23 % og 64-67 %. Der findes generelt en lerberiget horisont under pløjelaget udtrykt ved et højere lerindhold i 60-80 cm dybde. Kalkgrænsen findes fra ca. 110 cm dybde, ofte dog noget dybere. Teksturen er mere variabel i underjorden under 40 cm dybde end i overjorden. I dybden 60-80 cm kan lerindholdet således variere mellem 16 og 22 %. Tabel 2-1 indeholder ud over teksturdata også tidligere bestemte værdier for markkapacitet og volumenvægt.

Overjordens struktur er stærkt påvirket af jordbearbejdningen, herunder især pløjningen. For pløjet jord kan der i perioden fra lige efter pløjning til efter høst måles relative fald i porøsiteten på 30 % eller mere. Om foråret er der tidligere midt i pløjelaget fundet volumenvægte af størrelsen 1,48 g cm<sup>-3</sup> (Tabel 2-1) svarende til en porøsitet på ca. 43 %. I tilsvarende dybde på upløjet jord er der fundet volumenvægte i intervallet 1,54-1,58 g cm<sup>-3</sup> svarende til porøsiteter i intervallet 39-41 %. Med efterårets pløjning og såbedsharvning destabiliseres overfladestrukturen, og vejrhændelser i efterår og vinter får i nogen grad overfladen til at slæmme til (Daraghmeh et al., 2008; Daraghmeh et al., 2009). Det kommer synligt til udtryk ved, at der kan dannes synlige kørespor samt vandpytter på overfladen i forbindelse med længerevarende og kraftige regnhændelser, at der efterlades et tyndt lag af groft materiale på selve overfladen og ved at overfladen danner en mere eller mindre opsprækket skorpe ved udtørring om foråret.

Underjorden er kohæsiv og derfor strukturdannende, bl.a. som følge af varierende vandindhold, periodisk frysning og biologisk aktivitet (rødder og regnorme). Især den lerberigede horisont har en veludviklet struktur med kantede aggregater, formet som blokke grænsede til søjler (Petersen et al., 2001). I dybden ca. 25-35 cm er der udviklet en svag pløjesål med tendens til forekomst af pladeformede aggregater. I dybdeintervallet 30-80 cm er der målt volumenvægte på mellem 1,65 og 1,70 g cm<sup>-3</sup> (Tabel 2-1).

Underjorden er gennemhullet af store, vertikalt orienterede bioporer (regnormegange og rodkanaler), der flere steder når ned i dybder på 150 cm eller mere (se fx Nielsen et al., 2010; Petersen et al., 1997). Rodudvikling i dybden sker for kornplanternes vedkommende især via disse store bioporer, hvorfra der sendes mindre og relativt langsomtvoksende siderødder ind i sprækker m.v. mellem aggregatoverfladerne. Rodkanaler dannet af kornets hovedrødder (ca. 0,5 mm i diameter) og af de største siderødder (ca. 0,2 mm i diameter) kan ses med det blotte øje. I fugtig jord er sprækkerne mellem aggregatoverfladerne derimod så små, at de ikke ses med det blotte øje. Sprækkerne er med andre ord ikke umiddelbart tilgængelige for store, hurtigtvoksende kornrødder.

**TABEL 2-1.** UDVALGTE JORDFYSISKE KARAKTERISTIKA MÅLT I FORSKELLIG DYBDE OG PÅ FORSKELLIGE TIDSPUNKTER AF ÅRET: TEKSTUREL SAMMENSÆTNING, MARKKAPACITET (FC) SAMT VOLUMENVÆGT  $\rho_i$  (EFTER PETERSEEN ET AL., 2004). MIDDELVÆRDIER MED STANDARDAFVIGELSER ANGIVET I PARENTESER.

Felt	Dybde, cm	Egenskab					
		Tekstur <sup>†</sup> , kg kg <sup>-1</sup> ·100 (%)			FC <sup>†</sup> m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> ·100 (%)	$\rho_i$ <sup>§</sup> , g cm <sup>-3</sup>	
		Ler < 2 $\mu$ m	Silt 2-50 $\mu$ m	Sand > 50 $\mu$ m		Efterår	Forår
1	0-5	11 (1)	21 (3)	66 (4)	29 (2)	1,38 (0,13)	1,41 (0,09)
	10-15	11 (1)	21 (3)	66 (4)	31 (3)	1,60 (0,06)	1,58 (0,08)
	30-40	12 (3)	22 (3)	66 (4)	29 (3)	1,65 (0,08)	
	60-80	16 (5)	18 (2)	66 (6)	28 (3)	1,68 (0,06)	
2	0-5	11 (2)	22 (3)	67 (3)	30 (1)	1,49 (0,07)	1,52 (0,05)
	10-15	11 (2)	22 (3)	67 (3)	31 (2)	1,57 (0,06)	1,54 (0,07)
	30-40	11 (3)	22 (4)	67 (4)	26 (3)	1,66	
	60-80	17 (4)	20 (3)	63 (6)	27 (2)	1,70	
3	0-5	11 (2)	22 (3)	67 (3)	28 (2)	1,26 (0,10)	1,43 (0,07)
	10-15	11 (2)	22 (3)	67 (3)	28 (2)	1,35 (0,07)	1,48 (0,08)
	30-40	12 (3)	22 (5)	66 (6)	25 (3)	1,67 (0,07)	
	60-80	15 (5)	19 (3)	66 (7)	28 (2)	1,69 (0,06)	
4	0-5	11 (2)	23 (3)	66 (4)	29 (3)	1,32 (0,13)	1,40 (0,07)
	10-15	11 (2)	23 (3)	66 (4)	28 (2)	1,41 (0,14)	1,48 (0,08)
	30-40	13 (4)	23 (5)	64 (7)	27 (2)	1,66 (0,09)	
	60-80	22 (2)	20 (3)	58 (4)	29 (2)	1,70 (0,04)	

<sup>†</sup> Baseret enten på n=45 (0-15 cm og 30-40 cm dybde) eller n=8 (60-80 cm dybde) prøver udtaget i kvadratnet af forskellige størrelser dækkende hele måleområdet.

<sup>\*</sup> Ligevægtsvandindhold ved 50 cm tension (n=10 -18).

<sup>§</sup> Baseret på 10-18 prøver.

Vejrdata stammer hovedsageligt fra egne, lokale registreringer. Pga. periodevise udfald på egne registreringer har vi dog brugt daglige nedbørværdier fra vejrstationen i Høje Tåstrup (Nr. 581520) venligst stillet til rådighed for projektet af DMI.

### 2.1.1.2 Forsøgsbehandlinger

Jordbearbejdning og såning af vinterhvede blev foretaget med fire behandlinger og samme maskinsæt hhv. 2. oktober 2012 og 2. oktober 2013 (Figur 2-1). Behandlingerne var:

F1: 2 x intensiv stubharvning (ca. 6 cm dybde) efterfulgt af såning med radsåmaskine (slæbeskær)

F2: Direkte såning med skiveskærmaskine.

F3: Pløjning (ca. 25 cm), furepakning, rotorharvning (ca. 5 cm), såning med radsåmaskine

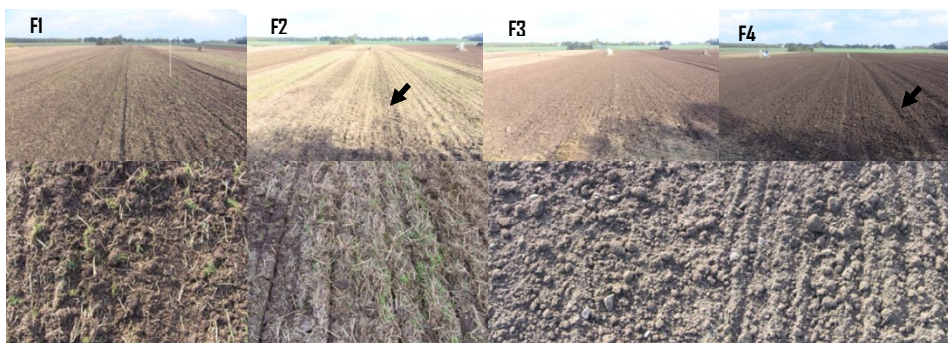
F4: Pløjning (ca. 25 cm), ekstensiv såbedsharvning (ca. 6 cm), såning med radsåmaskine

Alle såmaskiner havde en arbejdsbredde på 4 m således at de 16 m brede parceller kunne tilsås med 4 træk. F1 og F4 blev tilsået med samme traktor og såmaskine. Traktoren var udstyret med ca. 50 cm brede, enkeltmonterede bagdæk med et dæktryk på ca. 120 kPa. I F2 var traktoren udstyret med ca. 60 cm brede enkeltmonterede dæk med et tryk på ca. 130 kPa. I F3 blev marken tilsået vha. en traktor med tvillingmonterede, ca. 60 cm brede dæk med et dæktryk på ca. 85 kPa.

Behandlingerne viderefører således opdelingen mellem pløjede og upløjede delarealer fastholdt fra 1998. Figur 2-2 viser de nyetablerede forsøgsparceller 2. oktober 2012.



FIGUR 2-1. BILLEDER AF MASKINSÆT TAGET I FORBINDELSE MED JORDBEARBEJDNINGEN DEN 2. OKTOBER 2012. A-C: SÅMASKINER OG TRAKTORER ANVENDT VED ETABLERING AF BEHANDLINGERNE F1-F4 (I RÆKKEFØLGE; SAMME MASKINSÆT I F1 OG F4). D OG E: TRAKTOR OG SÅMASKINER ANVENDT HHV. I F2 OG F3 (SET FORFRA; I F2 ER DER CA. 60 CM BREDE ENKELTMONTEREDE DÆK PÅ TRAKTOREN, I F3 ER TRAKTOREN UDSYSTRET MED CA. 60 CM BREDE TVILLINGMONTEREDE DÆK). F: SÅBEDSHARVE ANVENDT I F1 (BILLETET) OG I F4 (IKKE VIST). G: SKIVESKÆRMASKINEN ANVENDT I F2 (HARVEN MONTERET FORAN SÅMASKINEN HÆVES OP OVER JORDEN I FORBINDELSE MED FORSØGSBEHANDLINGEN). H: JORDEN I F1 OG F4 PAKKES AF RELATIVT SMALLE HJUL PÅ TRAKTOR (CA. 50 CM BREDE BAGDÆK) OG SÅMASKINE, MEN SPORENE BLIVER KUN SYNLIGE I F4. DE SAMME MASKINER BLEV ANVENDT I 2013.



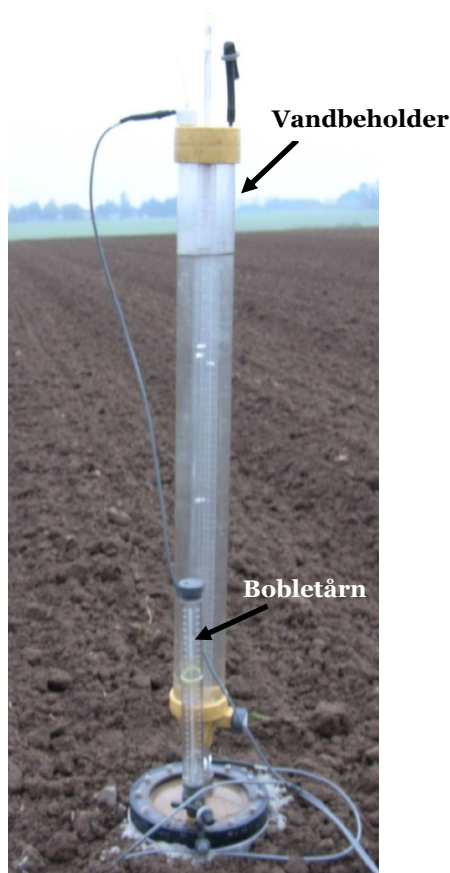
FIGUR 2-2. BILLEDER AF JORDOVERFLADER TAGET LIGE EFTER FORSØGSBEHANDLINGERNE F1-F4 DEN 2. OKTOBER 2012. ØVERSTE RÆKKE ER OVERSIGTSBILLEDER, MENS NEDERSTE RÆKKE ER NÆRBILLEDER FRA SAMME AREALER. PILMARKERINGER VISER HJULSPOR, SOM KUN ERKENDES I F2 OG F4.

### 2.1.1.3 Infiltrationsmålinger

Jordens infiltrationsevne er målt med tensionsinfiltrometre som beskrevet af Daraghme et al.(2008). Infiltrometerets hovedelementer er en lufttæt beholder med vand og et ”bobletårn” (hvh. det store og det lille rør på Figur 2-3) samt et fodstykke, der afsluttes nedadtil i en cirkulær porøs

keramikplade (diameter: 20,0 cm). Tensionen i keramikpladen kan reguleres med høj nøjagtighed (ca. 1 mm) vha. vandstanden i bobletårnet, som indstilles inden hver enkelt måling.

Under målingerne vil vandstanden i vandbeholderen falde som udtryk for, at der trænger vand fra apparatet ind i jorden (infiltration). Vandstanden i beholderen monitoreres løbende vha. tryktransducere placeret øverst og nederst. Herved måles infiltrationshastigheden. Den øverste transducer registrerer vandstanden (via trykket i luften over vandet), mens registreringerne på den nederste transducer danner basis for løbende kontrol af målingerne samt reduktion af målestøj (se Ankeny et al., 1988). Transducerne er forbundet til en stabiliseret strømforsyning og en datalogger af mærket Datalogger (modellerne DT505 eller DT85M, Thermo Fisher Scientific Inc, Australien), der kontrollerer dataopsamlingen og lagrer data. DT505-loggeren blev brugt i forbindelse med 1. måleserie, DT85M ved alle efterfølgende målinger. Dataopsamlingen sker i form af spændingssignaler, som via kalibrering af hver enkelt transducer omsættes til trykhøjder. Vandstanden måles generelt hvert sekund, og der gemmes gennemsnitsværdier hver 10. sekund. I 1. måleserie gennemført i oktober 2012 blev der dog kun målt hvert 2. sekund.



**FIGUR 2-3. TENSIONSINFILTROMETER MED VANDBEHOLDER OG ENHED TIL REGULERING AF TENSION ("BOBLETÅRN")., TENSIO-METERET AFSLUTTES NEDERST AF EN PORØS KERAMIKPLADE MED EN DIAMETER PÅ 20,0 CM. LEDNINGERNE ØVERST OG NEDERST FORBINDER TRYKTRANSDUCERE PÅ TENSIO-METERET MED EN STABILISERET STRØMFORSYNING OG EN DATALOGGER,**

Målinger af vandinfiltration er gennemført under nær vandmættede forhold, dels for alle 4 behandlinger ved hhv. 15, 30, 60 og 120 mm tension, dels for kørespor i behandlingerne F2 og F4 ved hhv. 15, 30 og 60 mm tension. Der blev gennemført i alt 10 måleserier i tidsrummet mellem oktober 2012 og september 2014.

Jordens infiltrationsevne forventes at være påvirket af vejrmæssige faktorer, især nedbør og frost, og det er ikke muligt at måle præcis samtidigt i alle felter. For så vidt muligt at sikre et ensartet sammenligningsgrundlag indledes hver måleserie derfor med overdækning af passende store og repræsentative arealer i alle 4 felter. I perioder med risiko for frost er der desuden udlagt 50 mm vintermåtter under overdækningen. Placeringen af hver enkelt målelokalitet udvælges derefter tilfældigt inden for disse overdækkede arealer på selve måletidspunktet.

Målelokaliteten afgrænses vha. en stålring med diameter som infiltrometeret, og der skabes god hydraulisk kontakt mellem infiltrometer og jordoverflade vha. et tyndt sandlag (Figur 2-4). Jordoverfladen lades uforstyrret, dog fjernes eventuelle større sten og plantedele fra ringens indre inden sandet påføres. Vi brugte samme type af kontakt-sand som Daraghmeh et al. (2008), dvs. såkaldt "Ellekilde grus, 0-3 mm". Sandets infiltrationsevne (infiltrationsevnen målt i et tykt sandlag) er bestemt af Daraghmeh et al. og der er foretaget kontrolmålinger i nærværende projekt. Sandet har meget høj infiltrationsevne sammenlignet med infiltrationsevnen hos den underliggende jord.



**FIGUR 2-4. FORBEREDELSE AF MÅLEFELT TIL INFILTRATIONSMÅLING (FORSØGSOPSTILLING). VENSTRE SIDE: FELTET AFGRÆNSES MED EN SKARPTSLEBET STÅLRING. RINGEN BANKES FORSIGTIGT CA. 2 CM NED I JORDEN SÅLEDES AT HULRUMMET MELLEM DEN UFORSTYRREDE JORDOVERFLADE OG RINGENS OVERKANT BLIVER MINDST MULIG. DET SIKRES AT RINGENS OVERKANT LIGGER VANDRET. HØJRE SIDE: HULRUMMET MELLEM JORDOVERFLADEN OG RINGENS OVERKANT FYLDES MED SAND, SOM SIKRER GOD HYDRAULISK KONTAKT MELLEM TENSİOMETER OG JORDOVERFLADE.**

I princippet er der mulighed for at gennemføre målingerne på 2 forskellige måder, hhv. i en sekvens, hvor jordens vandindhold vokser (altså gående fra højeste mod laveste tension) og én, hvor vandindholdet aftager (gående fra laveste mod højeste tension). Målesekvensen har en vis betydning, bl.a. pga. hysteres. Vi har i lighed med fx Ankeny et al. (1991), Logsdon and Jaynes, (1993), Mohanty et al. (1994) og Daraghmeh et al. (2008) valgt den sidste mulighed, altså målt under voksende tension.

Vi forventer indledningsvist (mens jorden er relativt tør) at finde en relativt høj infiltrationshastighed og at infiltrationshastigheden vil nærme sig en lavere, konstant værdi (benævnt jordens infiltrabilitet) ved stationær strømning efter længere infiltrationstid. Hele infiltrationsforløbet er relevant i forhold til de undersøgte problemstillinger. Infiltrabiliteten har dog særlig stor interesse, når målingerne (som her) understøttes af modellering. Det er i praksis kun muligt at opnå et tilnærmet mål for infiltrabiliteten, fordi måletiden er begrænset og som følge af rumlig variation. Pga. behov for afdræning er jorden længere tid om at nærme sig den konstante infiltrationshastighed ved høj tension (i praksis 120 mm, jf. Daraghmeh et al., 2008) end ved lavere tension. Vi har udnyttet erfaringer om infiltrationstider og -hastigheder gjort af Daraghmeh et al. og i hvert tilfælde målt infiltrationen over en periode på 20 minutter. Valget af tidsrummets størrelse er en balance mellem behov for nøjagtighed på den enkelte måling og behovet for gentagelser pga. rumlig variation. Målinger ved 15, 30 og 60 mm tension er på hver enkelt lokalitet gennemført i forlængelse af hinanden med få minutters mellemrum, mens målinger ved 120 mm tension først er

gennemført på lokaliteten 60-80 minutter efter målingen ved 60 mm tension. En tilnærmet infiltrabilitet er derpå beregnet ved lineær regression på grundlag af målinger over de sidste 5 minutter. I forsøgsfelterne (F1-F4) blev infiltrabiliteten som standard målt på 8 forskellige lokaliteter ved 15, 30 og 60 mm tension, og på 6 forskellige lokaliteter ved 120 mm tension (hvor den rumlige variation er mindre). I forsøgsfelterne F2 og F4 (modsat F1 og F3) var hjulspor lavet i forbindelse med afgrødeetablering (og som efterfølgende blev brugt i forbindelse med plantebeskyttelse) nemme at se. Heri blev der som standard foretaget bestemmelser af infiltrabilitet ved tre tensionsniveauer (15, 30 og 60 mm) på 6-8 lokaliteter. Disse spor-lokaliteter benævnes i det følgende hhv. F2s og F4s.

Jordens umættede hydrauliske ledningsevne kan beregnes ud fra infiltrabilitet målt med tensionsinfiltrometer i marken (se fx Ankeney et al. 1991; Angulo-Jaramillo et al., 2000). I nærværende projekt gennemføres de enkelte målinger på et relativt stort areal (314 cm<sup>2</sup>), og vandstrømningen afgrænses til siderne af en jernring, som presses ca. 2.0 cm ned i jorden. Med de begrænsede vandmængder, der infiltrerer, betyder dette, at infiltrationen bliver endimensional. Infiltrabiliteten bliver derved uden mellemregninger et centralt estimat for overfladelagets umættet hydrauliske ledningsevne i vertikal retning ved den værdi af tension, hvor der er målt.

#### **2.1.1.4 Volumenvægt, porøsitet, organisk stof og permeabilitet i furebund**

I forbindelse med hver serie af infiltrationsmålinger blev der udtaget uforstyrrede jordprøver fra jordens overfladelag (0-3 cm) for at bestemme volumenvægt og porøsitet. Prøverne blev således udtaget i alle 4 forsøgsled (F1-F4) samt på sporarealerne F2s og F4s i området, hvor infiltrationsmålingerne blev foretaget. Der blev udtaget i alt 25 tilfældigt fordelte 100 cm<sup>3</sup> prøver per behandling og tidspunkt, i alt ca. 1500 prøver. Inden for hver behandling blev prøverne samlet til analyse i grupper á 5, således at bestemmelserne i hvert tilfælde blev foretaget på 5 fællesprøver á 500 cm<sup>3</sup> jord. Jorden blev ovntørret (105 °C) og vejlet. Jordens volumenvægt ( $\rho_j$ , g cm<sup>-3</sup>) blev bestemt som massen af ovntør jord divideret med volumen i uforstyrret lejring. Jordens porøsitet (cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) blev bestemt som  $(\rho_s - \rho_j) / \rho_s$ , hvor  $\rho_s$  er den gennemsnitlige densitet af jordens faste bestanddele ( $\rho_s \cong 2,60$  g cm<sup>-3</sup>).

Jordens indhold af organisk stof blev bestemt i 10-15 cm dybde i alle forsøgsled. I F3 og F4 repræsenterer disse målinger hele pløjelaget (der jo blandes hvert år), mens målingerne i F1 og F2 repræsenterer overjord, der ikke er blandet ved bearbejdning siden 1997. I leddene F1 og F2 blev indholdet af organisk stof desuden bestemt i 0-3 cm dybde. Alle bestemmelser er baseret på 25 jordkerner udtaget med jordbor på tilfældige lokaliteter inden for måleområdet. Der blev analyseret én fællesprøve for hver 5 tilfældigt sammensatte jordkerner. Bestemmelserne blev baseret på massetab ved glødning (400 °C) som beskrevet af Petersen et al. (2006).

Endvidere blev der i oktober 2012 og igen i oktober 2013 udtaget uforstyrrede 100 cm<sup>3</sup> ringprøver af jorden under maksimal bearbejdningsdybde for bestemmelse af luftpermeabilitet. I de pløjede led (F3 og F4) blev prøverne udtaget i ca. 30 cm dybde, få cm under seneste pløjedybde. I de upløjede led (F1 og F2) blev prøverne udtaget i tilsvarende jorddybde under hensyn til den højere volumenvægt (ca. 25 cm). Der blev udtaget 30 prøver per behandling og år, 240 prøver i alt. Prøverne blev trimmet og kvalitetssikret i laboratoriet som beskrevet af Petersen et al. (2008). De blev derpå anbragt på et sandbed, vandmættet nedefra og indstillet til hydraulisk ligevægt ved 100 cm afdræning ( $pF=2.0$ ). Herefter blev jorden vejlet i fugtig tilstand, og luftpermeabiliteten ( $k_a$ ) blev bestemt under stationær strømning, i princippet som beskrevet af Grover (1955) samt Loll et al. (1999). Dernæst blev prøverne tørret i ovn ved 105 °C til konstant vægt, hvorefter de blev vejlet igen. Afslutningsvis blev der lavet kvalitetskontrol med farvesporstof for at afsløre prøver, der måtte være beskadiget i forbindelse med udtagningen. Kvalitetskontrollen resulterede i frasortering af i alt 21 beskadigede prøver.



I Loll et al. (1999) er givet en generel sammenhæng mellem luftpermeabilitet ( $k_a$ ,  $m^2$ ) og mættet hydraulisk ledningsevne ( $K_s$ ,  $m$   $døgn^{-1}$ ):

$$\log(K_s) = 1,27 * \log(k_a) + 14,11$$

Sammenhængen er fundet for i alt 1614 ringprøver, som dem vi har brugt, og afhænger angiveligt hverken af jordtype, jordbearbejdning eller udtagingsdybde (horisont). Ca. 95 % af de målte  $\log(K_s)$ -værdier befinder sig inden for et bånd givet ved prædiceret  $\log(K_s) \pm 0,7$ . Denne sammenhæng er brugt i forbindelse med forsøgsvis parametrisering af hydraulisk ledningsevne i furebunden ud fra permeabilitetsmålingerne (se Afsnit 3.3.1.6)

#### **2.1.1.5 Makroporekontinuitet ved dræn**

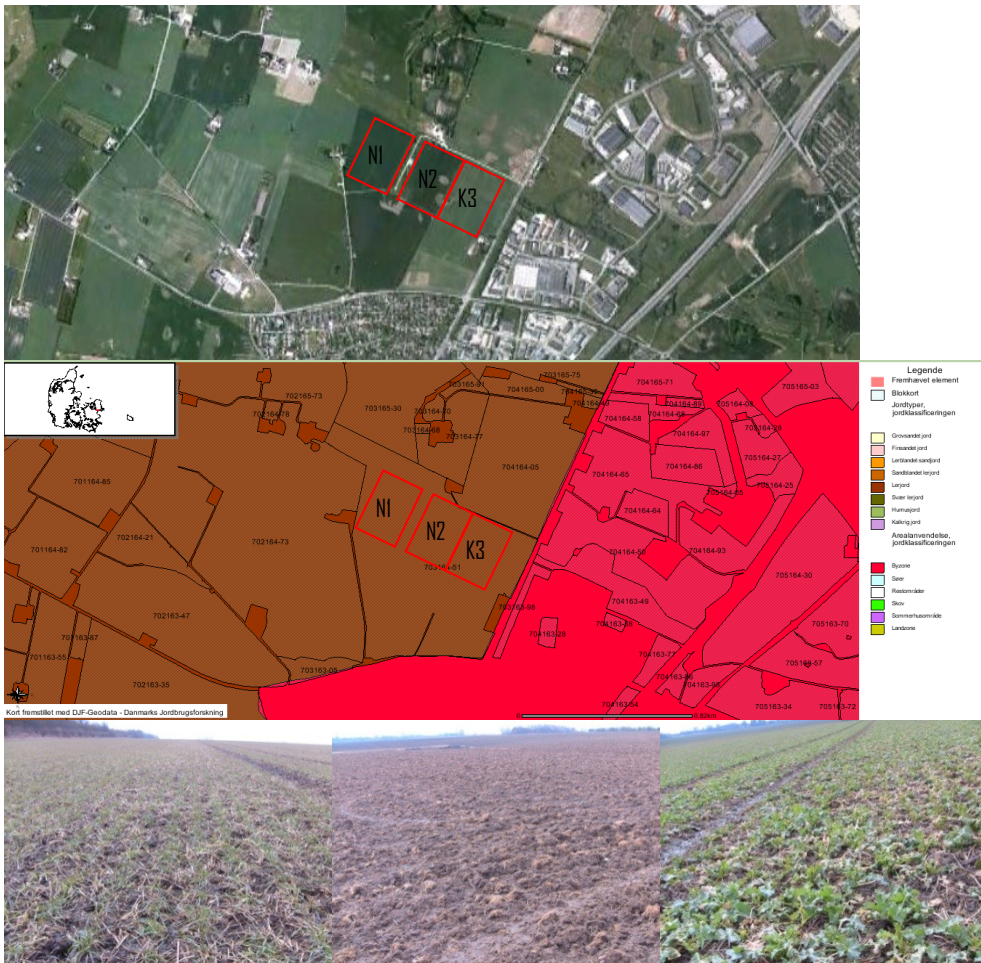
Makroporeforbindelsen mellem jordens overflade og markdræne blev karakteriseret vha. røg som beskrevet i detaljer af Petersen et al. (2012) og Petersen et al. (2013). Luft tilsat røgpartikler blæses ind i dræne under lavt tryk, og røgfaser fra jordoverfladen over dræne optælles, stedfæstes og karakteriseres. Makroporekontinuiteten blev bestemt i efteråret 2012 (ultimo oktober), i foråret 2013 (primo maj) samt i efteråret 2014 (primo november).

#### **2.1.1.6 Afgrødeetablering**

Afgrødeetableringen blev karakteriseret ved måling af det såkaldte relative vegetationsindeks (RVI; Petersen et al., 2002) på forskellige tidspunkter i foråret 2012 og på et enkelt tidspunkt i foråret 2013. RVI beregnes som forholdet mellem målt spektral reflektans i et nærinfrarødt og et fotosynteseaktivt bølgeområde. Indekset udtrykker plantebestandens evne til at opfange fotosynteseaktiv stråling og dermed også mængden af grønne plantedele (når denne ikke er for høj).

#### **2.1.2 Kildevældsgård ved Karlslunde**

Hos gårdejer Torben Bay Jørgensen, Kildevældsgården, Karlslunde Centervej 101, 2690 Karlslunde, er der gennemført målinger i den nordlige ende af tre marker, hhv. Nordtoft 1 og 2 (N1 og N2) samt Kildegård 3 (K3). De tre marker ligger nær ved hinanden (Figur 2-5). Jorden i området er angivet som en lerjord udviklet på yngre moræne ([www.djfgeodata.dk](http://www.djfgeodata.dk)). Sædskiftet og høstudbytter for de tre lokaliteter i forsøgsperioden og tilbage til 1998 er angivet i Tabel 2-2.



**FIGUR 2-5. PLACERING AF NORDTOFT (N1, N2) OG KILDEGÅRD (K3) VED KARSLUNDE, ØVERST PÅ LUFTFOTO (GOOGLE EARTH), I MIDTEN PÅ ET JORDBUNDSKORT FRA DJF-GEODATA ([HTTP://WWW.DJFGEODATA.DK/WEBSITE/DJFGEODATA/VIEWER.HTM](http://www.djfgedata.dk/website/djfgedata/viewer.htm)). JORDEN ER HER ANGIVET SOM EN "LERJORD UDVIKLET PÅ YNGRE MORÆNE. NEDERST ET BILLEDE AF MARKERNE (HHV. N1, N2 OG K3) TAGET DEN 28.02.2013**

TABEL 2-2. SÆDSKIFTE OG UDBYTTE FOR DE TRE FORSØGSMARKER I KARLSLUNDE: N1 OG N2 SAMT K3 I ÅRENE 1998-2015 INKLUSIV EFTERAFGRØDE (I PARENTES). DE ANGIVNE AFGRØDER HØSTES DET PÅGÆLDENDE ÅR. FOR VINTERAFGRØDER GÆLDER DET SÅLEDES AT DE ER SÅET DET FOREGÅENDE EFTERÅR

MARK	N1		N2		K3		
	AFGRØDE	UDBYTTE (HKG HA <sup>-1</sup> )	AFGRØDE	UDBYTTE (HKG HA <sup>-1</sup> )	AFGRØDE	UDBYTTE (HKG HA <sup>-1</sup> )	
2015	VINTERHVEDE		VINTERHVEDE		VÅRBYG		REDUCERET JORDBEHANDLING INKL. FALSK SÅBEDSHAVNING 3 CM. HARVNING MAX 8-15 CM FØR SÅNING. SÅMASKINE MED
2014	VINTERRAPS	45	VINTERRAPS	45	VINTERHVEDE	95	
2013	VINTERHVEDE	90	VÅRBYG	60	VINTERRAPS	45	
2012	VÅRBYG	65	VÅRBYG (FRØGRÆS – MISLYKKET)	65	VINTERHVEDE	85	
2011	VINTERHVEDE (OLIERÆD-DIKKE)	75	VINTERHVEDE (OLIERÆD-DIKE)	75	VÅRBYG	50	
2010	VÅRBYG	70	VÅRBYG	70	VINTERHVEDE	83	
2009	VINTERHVEDE	95	VINTERHVEDE	95	VÅRBYG	65	
2008	VÅRBYG	50	VÅRBYG	58	VINTERHVEDE	85	
2007	VINTERHVEDE	80	VINTERHVEDE	81	VÅRBYG	50	
2006	VÅRBYG	58	VINTERHVEDE	82	RØDSVINGEL	19	
2005	VINTERHVEDE	83	VÅRBYG	64	RØDSVINGEL	15	
2004	VINTERHVEDE	82	VINTERHVEDE	83	VÅRBYG	65	
2003	VINTERHVEDE	90	VÅRBYG	60	HVEDE	85	
2002	VÅRBYG	62	VÅRBYG	65	HVEDE	70	
2001	ENGRAPGRÆS - (FRØGRÆS)	1,5	VINTERHVEDE	75	ENGRAPGRÆS	15	
2000	ENGRAPGRÆS -(FRØGRÆS)	1,2	VÅRBYG	55	ENGRAPGRÆS	11	
1999	ÆRTER - (UDLÆG)	38	VINTERHVEDE	90	ÆRTER	29	
1998	VÅRBYG	55	RØDSVINGEL	18	VÅRBYG	60	

Der er ikke anvendt organisk gødning på nogen af markerne i perioden. På N1 er halmen nedmuldet i alle årene, hvor marken har været dyrket med reduceret jordbearbejdning, mens der i to år med engrapgræs i den konventionelle drift (2000 og 2001) blev fjernet halm. På N2 er halmen nedmuldet i alle årene. Halmen blev fjernet fra K3 i 2000 og i 2005, men blev nedmuldet i alle de øvrige år. Der har ikke været efterafgrøder på markerne med undtagelse af et enkelt mislykket forsøg med frøgræs som udlæg på N2 i 2012.

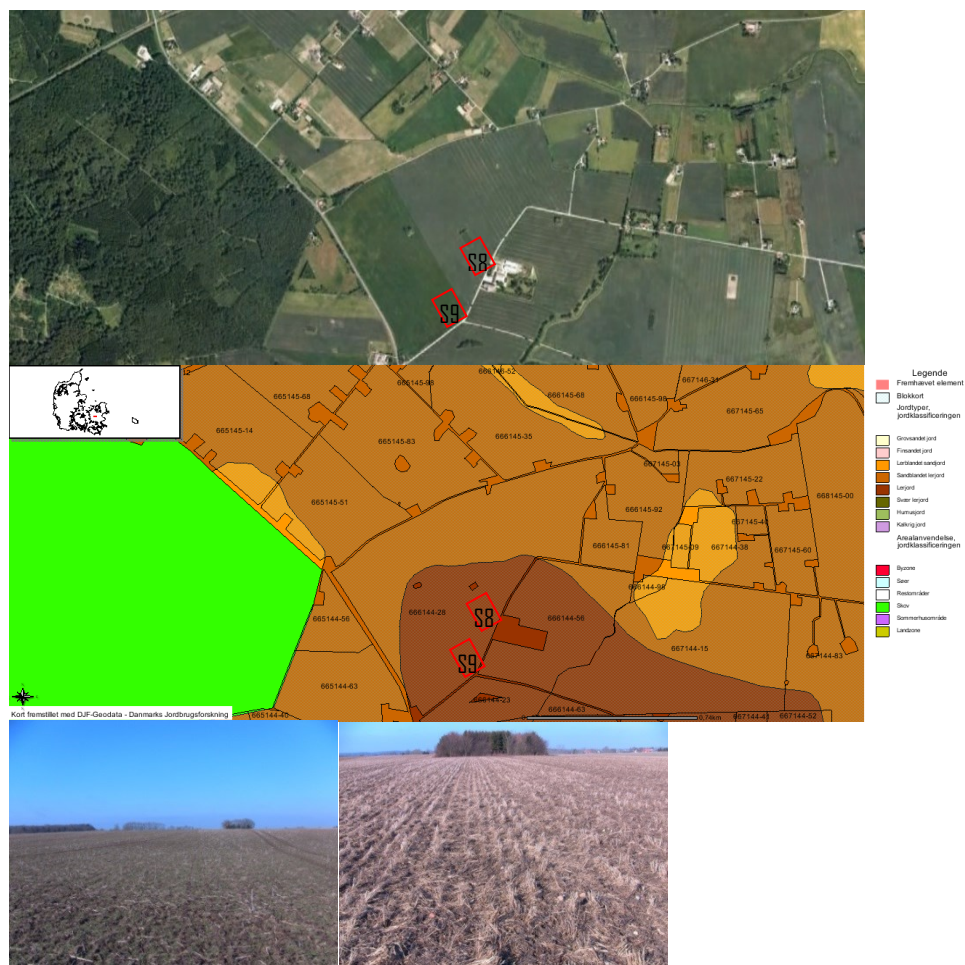
Alle marker er siden 2005 dyrket med reduceret pløjefri jordbearbejdning, som videreføres i nærværende undersøgelser. Halmen indarbejdes i jorden og der etableres et falsk såbed ved blindharvning i stub til ca. 3 cm dybde (max 5 cm). Harvetype: Lemken, forskellige skærtyper. I forbindelse med selve såningen harves til maksimalt 8-15 cm dybde. Marken tilsås vha. et såsæt bestående af en rotorharve påsat en Lemken Solitær såmaskine med skiveskær (til og med 2012; se evt. lignende redskab afbildet i Figur 2-7 A), fra 2013 med en Köckerling tandsåmaskine.

Der blev målt infiltrabilitet, volumenvægt, porøsitet samt indhold af organisk stof i overfladelaget (0-3 cm) af alle marker som beskrevet i Afsnit 2.1.1. Hydrauliske egenskaber blev målt på 5 tidspunkter i perioden fra august 2014 til november 2014. Der blev også foretaget teksturbestemmelse vha. hydrometer som beskrevet af Petersen et al. (2006). Jordens volumenvægt og indhold af organisk stof blev desuden bestemt i 15-20 cm dybde i K3. Endelig blev der målt vandretention ved fgl. trykpotentiale,  $h_p$ : -50 cm, -100 cm, -1000 og  $-1,58 \cdot 10^4$  cm v.s. (svarende til pF-værdierne 1,7, 2,0, 3,0 og 4,2, idet  $pF = \log(|h_p|)$ ). Disse bestemmelser er foretaget med 10 gentagelser i K3 i dybderne 0-3 cm samt 15-20 cm som beskrevet af Petersen et al. (2006).

DMI har stillet vejrdata til rådighed for lokaliteten ved Karlslunde, dvs. daglig middeltemperatur (målt ved Roskilde Lufthavn, Nr. 617000), daglig globalstråling (målt ved Tessebølle, Nr. 617400) samt timeværdier for nedbør (målt ved Mosede Renseanlæg, Nr. 581020).

### 2.1.3 Knudstrupgård ved Sorø

Hos gårdejer Søren Ilsøe, Knudstrupgård, Hylstrupvej 2, 4173 Fjenneslev er der målt på to arealer, hhv. S8 og S9 (Figur 2-6). Jorden på disse arealer er overordnet set lerjord udviklet på yngre moræne (www.djfgeodata.dk). Sædskifte og udbytter på de to arealer i perioden 2002-2014/15 er angivet i Tabel 2-3. Søren Ilsøe var så venlig at ændre sit sædskifte, så der blev dyrket vårbyg i S8 i 2013 stedet for hestebønner, som i den omkringliggende mark.



FIGUR 2-6. PLACERING AF FORSØGSAREALERNE S8 OG S9, ØVERST PÅ LUFTFOTO (GOOGLE EARTH) OG I MIDTEN PÅ ET JORDBUNDSKORT FRA DJF-GEODATA. JORDEN ER ANGIVET SOM EN LERJORD UDVIKLET PÅ EN YNGRE MORÆNE. NEDERST BILLEDE AF S9 (VENSTRE SIDE) OG S8 (HØJRE SIDE) FRA DEN 28.02.2013

**TABEL 2-3. SÆDSKIFTE OG UDBYTTET (TON HA<sup>-1</sup>) FOR DE PLANLAGTE FORSØGSAREALER PÅ KNUDSTRUPGÅRD VED SORØ, INKLUSIV INDIKATION AF EFTERAGRØDER (I PARENTES). DE ANGIVNE AFRØDER HØSTES DET PÅGÆLDENDE ÅR. FOR VINTERAFGRØDER GÆLDER SÅLEDES, AT DE ER SÆT DET FOREGÅENDE EFTERÅR.**

Mark	S9		S8		
	Afgrøde	Udbytte (hkg ha <sup>-1</sup> )	Afgrøde	Udbytte (hkg ha <sup>-1</sup> )	
2015	Vinterhvede				Reduceret jordbearbejdning med direkte såning
2014	Vårbyg	64	Vinterhvede (Terra Gold TGI Humus*)	86	
2013	Vinterhvede (olieræddike)	83	Vårbyg	55	
2012	Vinterraps	45	Vårbyg -(Terra Gold TGI Humus*)	70	
2011	Vårbyg	56	Vinterhvede	78	
2010	Vårbyg	53	Vinterraps	38	
2009	Vinterhvede	80	Vinterhvede	90	
2008	Vårbyg	59	Vårbyg -(ja)	63	
2007	Vinterhvede	81	Vinterhvede	81	
2006	Vinterraps	41	Vårbyg - (gl. Frøgræs)	59	
2005	Vinterhvede	76	Engrapgræs - (udlæg)	6	
2004	Engrapgræs	8	Vårbyg	52	
2003	Engrapgræs	10	Vinterhvede	67	
2002	Ærter	45	Vinterhvede	83	

\* SÆRLIG FRØBLANDING MED FORSKELLIGE BÆLGPLANTER.

Knudstrupgård er drevet pløjefrit siden 2001, men med varierende grader af reduceret jordbearbejdning. Til og med 2006 er der anvendt et såsæt bestående af en Lemken rotorharve og en Lemken Solitair såmaskine med skiveskær (Figur 2-7 A). Fra 2007 – 2010 benyttede man en Horsch Airseeder tandsåmaskine (Figur 2-7 B), mens man efter 2010 har brugt en Horsch Airseeder med canadiske såkaldte ”GEN opener” såskær, der kun forstyrrer jorden meget lidt (Figur 2-7 C). Derudover har man frem til 2009/-10 benyttet forskellige harvetyper (Tabel 2-4). Lemken Smaragd harven med 100 mm brede vingskær (Figur 2-7 D) har en tandsporafstand på 42 cm og er anvendt til maksimalt 15 cm dybde. Lemken Thorit harven (Figur 2-7 E) er anvendt i årene 2006-2009. Denne harve har en tandsporsafstand på 25 cm og 80 mm bredde spidser, og har som Smaragd-harven en maksimal dybdegang på 15 cm. Hankmo spaderullerharven er kun anvendt i enkelte år (Figur 2-7 F). Hankmo-harven har en arbejdsdybde på cirka 8-10 cm, men arbejdsdybden er blevet reduceret til 5-8 cm, når der efterfølgende er sået med Lemken såsættet. Som led i halmhåndteringen indgik fra 2008 ”HE-VA discrolleren” (Figur 2-7 G), som imidlertid fra 2012 og 2013 er erstattet med en halmstrigle (Figur 2-7 H). I Tabel 2-4 er det ligeledes angivet, hvor meget organisk gødning (svinegylle), der er tilført på de enkelte arealer. Som det kan aflæses, bliver der ikke tilført organisk gødning hvert år. Der indgår efterafgrøder på S8. Halmen er blevet nedmuldet alle årene og i øvrigt helt tilbage til 1984.

Der blev målt infiltrabilitet, volumenvægt, porøsitet samt indhold af organisk stof i overfladelaget (0-3 cm) af S8 og S9 som beskrevet i Afsnit 2.1.1. Hydrauliske egenskaber blev målt på 5 tidspunkter i perioden fra august 2013 til november 2014. Der blev også foretaget teksturbestemmelse vha. hydrometer som beskrevet af Petersen et al. (2006). Jordens volumenvægt og indhold af organisk stof blev desuden bestemt i 15-20 cm dybde i S8. Endelig blev der målt vandretention ved gl. pF-værdier: 1,7, 2,0, 3,0 og 4,2. Disse bestemmelser er foretaget med 10 gentagelser i S8 i dybderne 0-3 cm samt 15-20 cm som beskrevet af Petersen et al. (2006).

DMI har stillet vejrdata til rådighed for Sorø-lokaliteten, dvs. daglig middeltemperatur og globalstråling (målt ved Flakkebjerg, Nr. 613500) samt timeværdier for nedbør (målt ved Slagelse Centralrenseanlæg, Nr. 549020).

**TABEL 2-4. ANGIVELSE AF BRUGEN AF FORSKELLIGE JORDBEARBEJDNINGSREDSKABER SAMT TILFØRSEL AF ORGANISK SVINEGØDNING PÅ FORSØGSAREALERNE PÅ KNUDSTRUPGÅRD**

Mark	S9		S8	
År	Anvendte harver og halmstrigler	Organisk gødning (t ha <sup>-1</sup> )	Anvendte harver og halmstrigler	Organisk gødning (t ha <sup>-1</sup> )
2014	ingen		1x Halmstrigle	
2013	1x Halmstrigle		Ingen	
2012	1x Halmstrigle	18 efterår 18 forår	1x Halmstrigle	
2011	2 x HE-VA discroller		2 x HE-VA discroller	16
2010	1 x HE-VA discroller		1 x HE-VA discroller	20 15 forår
2009	1 x HE-VA discroller	25	1 x HE-VA discroller	25
2008	1 x HE-VA discroller 2 x Thorit		1 x Hankmo 1 x HE-VA discroller 2 x Thorit	20
2007	2 x Thorit	25	2 x Thorit	20
2006	2 x Thorit		2 x Thorit	20
2005	2 x Hankmo, 1 x Smaragd		Ingen	
2004	Ingen		3 x Smaragd	
2003	Ingen		2 x Smaragd	
2002	2 x Smaragd		3 x Smaragd	



FIGUR 2-7. HARVETYPEN, SÅMASKINER OG REDSKABER TIL HALMHÅNDTERING ANVENDT PÅ KNUDSTRUPGÅRD EFTER 2001. A: LEMKEN ROTORHARVE MED SOLITAIRE SÅMASKINER, B: HORSCH AIRSEEDER TANDSÅMASKINE C: HORSCH AIRSEEDER MED CANADISKE GEN OPENER SÅSKÆR, D: LEMKEN SMARAGD HARVE, E: LEMKEN THORIT HARVE, F: HANKMO SPADERULLEHARVE, G: HE-VA DISCROLLER HARVE OG H: HALMSTRIGLE. FOTOS: SØREN ILSØE.

## 2.2 Resultater og diskussion

I nærværende afsnit gives et samlet overblik over måleresultaterne. Resultaterne vil hver for sig indgå igen i efterfølgende afsnit, herunder blive sammenholdt med vejrfaktorer m.v. i arbejdet med at udvikle en model for hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag (Afsnit 3.1) og i forbindelse med modelparametriseringen.

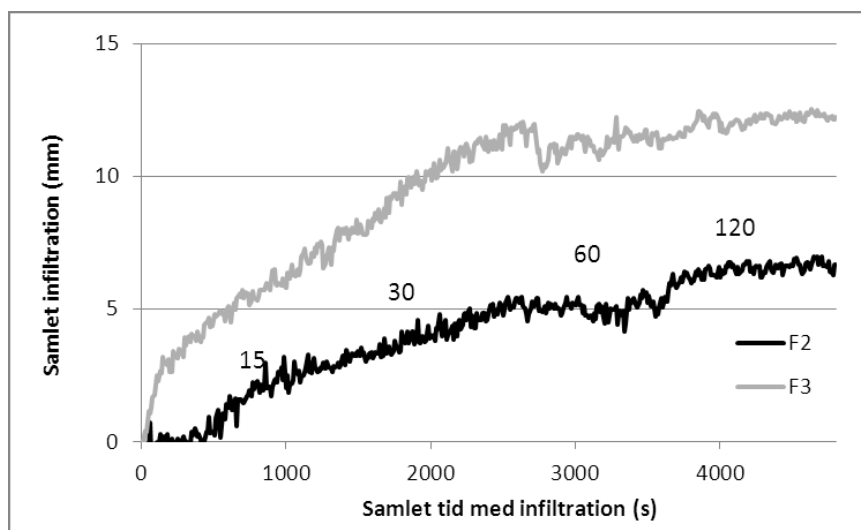
### 2.2.1 Vandinfiltration

#### 2.2.1.1 Måleteknik

Et tidligt eksempel på målt infiltration (mm) som funktion af infiltrationstid registreret i et enkelt målefelt i hhv. F2 og F3 i Taastrup er vist i Figur 2-8. Infiltrationshastigheder findes som hældningskoefficienter på graferne. Der infiltrerer mest vand i F3. Hver gang tensionen reguleres i tensiometerets bund, starter der et indsvingningsforløb, hvor overfladelagets vandindhold indstiller sig på den nye situation. Mens dette står på, vil infiltrationshastigheden ændre sig. Ved første måling, hvor jorden starter med at være relativt tør, vil infiltrationshastigheden aftage med tiden, idet den hydrauliske gradient vil aftage. Hvis jorden indledningsvis er mere våd end betinget af tensionen (typisk for målingen ved 120 mm tension), kan infiltrationshastigheden vokse med tiden. "Infiltrationshastigheden" kan endog være negativ i starten som udtryk for at den hydrauliske

gradient får vand til at strømme fra jorden ind i infiltrometeret. Det er for at undgå denne situation, at målingerne ved 120 mm tension gennemføres med en tidsforskydning på 60-80 minutter i forhold til målingerne ved 60 mm tension. Som også fundet af Daraghmeh et al. (2008) bliver infiltrationshastigheden tilnærmelsesvis konstant i sidste del af hver måleperiode, og denne slutværdi (infiltrabiliteten) estimeres som tidligere beskrevet ved lineær regression over de sidste 5 minutter.

Fremgangsmåden med lineær regression over sidste del af perioden er nødvendig pga. målestøj, dvs. tilfældige målefejl, og den blev derfor også anvendt af Daraghmeh et al. (2008). Støjen beror især på dataloggerens præcision i forbindelse med måling af de ofte svage mV-signaler fra transducerne og på, at selve transducerne har begrænset følsomhed. Desuden opstår der trykstød i systemet, hver gang der trænger en luftboble ind i tensiometeret. Trykstødene bidrager med målestøj, fordi vandsøjlehøjden beregnes ud fra trykmålinger. Støjen reduceres ved hjælp af en ekstra transducer placeret ved infiltrometerets fod, som beskrevet Ankeney et al. (1988), og ved at måle hyppigt samt gemme middelværdier. Vi var ikke helt tilfredse med præcisionen i forbindelse med 1. måleserie i oktober 2012 og anskaffede derfor en ny datalogger (DT85M) med bedre målefølsomhed. Desuden gik vi over til at måle hvert sekund. Støjen vist i Figur 2-8 repræsenterer dermed en "worst case". Fra og med 2. måleserie tillader teknikken bestemmelser af infiltrabilitetsværdier (værdier der er signifikant forskellige fra 0) på ned til ca. 0,2 mm time<sup>-1</sup>. Måleværdier som ikke er signifikant større end 0 (typisk fordi værdierne er meget lave) er sat til 0 mm time<sup>-1</sup>.



FIGUR 2-8. SAMLET INFILTRATION SOM FUNKTION AF SAMLET INFILTRATIONSTID. EKSEMPEL VISER REGISTRERINGER MED RELATIVT MEGET MÅLESTØJ PÅ ÉN LOKALITET I HVER AF FORSØGSLEDDENE F2 OG F3 FRA OKTOBER 2012. GENNEMSNITSVÆRDIER GEMT HVER 10. SEKUND AF MÅLINGER FORETAGET HVERT 2. SEKUND VED HHV. 15, 30, 60 OG 120 MM TENSION.

### 2.2.1.2 Infiltrabilitet og effekter af jordbearbejdning

En samlet oversigt over resultater af infiltrabilitetsmålingerne er vist i appendix A. De absolut højeste værdier for infiltrabilitet blev målt i F3 og F4 i Taastrup ved et trykpotential ( $h_p$ ) på -1.5 cm v.s. umiddelbart efter jordbearbejdningen i oktober 2012. Infiltrabiliteten var på dette tidspunkt signifikant højere i F3 og F4 end i F1 og F2 for alle  $h_p$ -værdier  $\geq -6.0$  cm v.s. (Figur A1 og A2). Infiltrabiliteten og effekterne af jordbearbejdning aftog relativt hurtigt i perioden efter jordbearbejdning. Infiltrabiliteten nåede de laveste værdier sent efterår eller vinter, for derefter at vokse igen i løbet af foråret/forsommeren 2013. En nogenlunde tilsvarende tidsmæssig udvikling blev rapporteret af Daraghmeh et al. (2008) i et forsøg med 2 former for jordbearbejdning. Daraghmeh et al. målte noget højere værdier for infiltrabilitet lige efter jordbearbejdning, hvilket



sandsynligvis skyldes forholdene ved bearbejdning, herunder specielt et højere vandindhold i jorden.

I oktober 2013 var den umiddelbare effekt af jordbearbejdning i Taastrup væsentlig mindre end i 2012, formentlig især fordi jorden var mere tør ved bearbejdningen (Appendix A, Figur A1 og A2). Den mere tørre jord havde i 2013 markant bedre smuldreegenskaber, hvorfor overfladelaget blev efterladt med mindre og mere intakte (stabile) aggregater. Årsvariationen er mindre systematisk i 2013/14 end i 2012/13.

Om vinteren ved  $h_p = -1,5$  cm v.s. er der tendens til, at de laveste infiltrationsrater findes i led med intensiv bearbejdning af overfladelaget (fx F3). Infiltrabiliteten er generelt noget lavere i sporarealerne F2s og F4s end i samme parceller uden for sporene (Appendix A, Figur A3). I F4 og især i 2012 destabiliseres jorden stærkt i forbindelse med pløjning, og køresporene er da også meget tydelige, både i efteråret 2012 og i foråret 2013 (Figur 2-2, Figur 2-14 samt forsidefoto). Ved målingerne i november 2012 er infiltrabiliteten i F4s så lav ved alle tensionsværdier, at den som hovedregel ikke kan måles (Tabel 2-5), mens den på andre tidspunkter (fx efter frost eller udtørring) kan være næsten lige så høj i F4s som ved andre behandlinger. I F2 er sporene mindre tydelige og effekterne er bedømt i de enkelte måleperioder mindre udtalte, selvom infiltrationsevnen også her er lav sammenlignet med jorden uden for køresporene. Den mindre effekt af færdsel i F2 kan hænge sammen med, at ubearbejdet jord bedre tåler færdsel. Det er værd at bemærke, at infiltrabiliteten i F2s generelt ikke når helt samme lave værdier i november 2012 og om vinteren 2012/13 som i F4s.

I Sorø og Karlslunde er den tidsmæssige udvikling af jordens infiltrabilitet ved forskellig tension lille og noget usikker, hvilket måske hænger sammen med gode smuldreegenskaber og høj strukturstabilitet (Appendix A, Figur A4 og Figur A5). Maksimumværdierne ved 15 mm tension ( $h_p = -1,5$  cm) er ikke så høje som målt ved Taastrup lige efter jordbearbejdning i 2012. Ser man bort fra disse maksimumværdier ved Taastrup er der overordnet set ikke nogen klar forskel på niveauerne mellem de 3 forsøgslokaliteter. Nær-mættet infiltrabilitet (eller hydraulisk ledningsevne) er overordnet set ikke højere i Sorø og Karlslunde, hvilket vi havde forventet på grundlag af høje porøsitetstværdier (se efterfølgende). Dog blev der ved lav tension ikke målt nær så lave minimumværdier i Karlslunde og Sorø som i hjulspor ved Taastrup, og der var kun ganske få tilfælde hvor målingerne ikke kunne gennemføres. Den rumlige variation var med andre ord mindre i Karlslunde og Sorø end Taastrup. Det var generelt ikke muligt at se sporarealer ved Karlslunde og Sorø (undtagen sprøjtespor med manglende vegetation). Placeringen af de relativt mange spor lavet i forbindelse med såning var ikke kendt, og de indgår dermed i målingerne ved Karlslunde og Sorø i henhold til deres arealmæssige bidrag.

En nøjere kvalitativ analyse af den tidsmæssige udvikling synes at vise, at infiltrabiliteten påvirkes af faktorer som tid fra jordbearbejdning, nedbørsmængde, jordtemperatur og frysning, rodmængde samt jorddække. En kvantitativ analyse af den tidsmæssige variation ved forskellig jordbearbejdning fordrer dermed dynamisk simulering og gennemføres i forbindelse med modelarbejdet (Afsnit 3.1).

Overordnet set falder infiltrabiliteten ( $i$ ) på alle lokaliteter meget kraftigt med aftagende trykpotential (voksende tension). Dvs. at mindre trykvariationer i jordvandet nær vandmætning i området  $-1,5$  cm v.s.  $\geq h_p \geq -12,0$  cm v.s. er meget afgørende for størrelsen af  $i$ . Specielt ved højeste tension ( $|h_p| = 12,0$  cm) bliver  $i$  relativt ofte så lav ( $< ca. 0,2$  mm/time), at den ikke kan måles med sikkerhed (Tabel 2-5). Ud fra en række forsøgsvisse observationer bedømmes dette at være hovedregelen i sporarealerne, hvorfor infiltrabilitet ved 12,0 cm tension som hovedregel ikke er førsøgt bestemt i sporarealer. Uden for de synlige sporarealer var infiltrabiliteten ved 12,0 cm tension under detektionsgrænsen i 45 % af alle målefelter, mens det tilsvarende tal ved 15 mm tension var tæt på 0 %. Gennemsnitligt for sporarealerne (F2s og F4s) var infiltrabiliteten ved 15

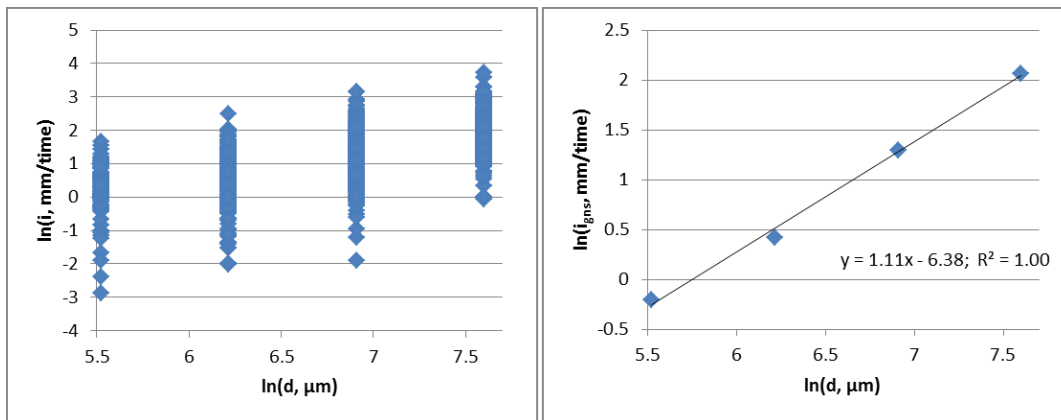
mm tension ubestemmelig lav i hhv. 2 og 8 % af sporarealerne. Ved målingerne i november 2012 var infiltrabiliteten helt generelt særligt lav. I denne kritiske periode var infiltrabiliteten i F2s og F4s ubestemmelig lav ved 15 mm tension i hhv. 20 og 75 % af målefelterne. I Sorø og Karlslunde blev der ikke identificeret nogen "kritisk periode".

**TABEL 2-5. ANDEL AF MÅLEFELTER (%) MED SÆRLIG LAV INFILTRABILITET I DE FORSKELLIGE FORSØGSLED I TAASTRUP(F1-F4, F2S , F4S) SAMT I KARLSLUNDE OG SORØ, SOM IKKE KUNNE BESTEMMES MED DEN ANVENDTE METODIK (TYPISK < 0,2 MM/TIME). "KRITISK PERIODE" REFERERER TIL SITUATIONEN I TAASTRUP I NOVEMBER 2012, HVOR ANDELEN VED LAV TENSION VAR SÆRLIGT HØJ. ND: INFILTRABILITETEN ER IKKE FORSØGT BESTEMT (FORDI DEN UD FRA PRØVEMÅLINGER FORVENTES AT VÆRE KRITISK LAV).**

Målinger	Tension,  h <sub>p</sub>			
	15 mm	30 mm	60 mm	120 mm
F1 i Taastrup, alle 10 måleserier	0	8	28	46
F1, kritisk periode	0	22	75	75
F2 i Taastrup, alle 10 måleserier	0	5	35	53
F2, kritisk periode	0	40	75	nd
F2s i Taastrup, alle 10 måleserier	2	14	46	nd
F2s, kritisk periode	20 <sup>*)</sup>	60 <sup>*)</sup>	100 <sup>*)</sup>	nd
F3 i Taastrup, alle 10 måleserier	1	5	23	58
F3, kritisk periode	10	25	57	50
F4 i Taastrup, alle 10 måleserier	0	2	16	34
F4, kritisk periode	0	10	71	100
F4s i Taastrup, alle 10 måleserier	8	16	45	nd
F4s, kritisk periode	75	87	100	nd
Karlslunde og Sorø, alle 5 måleserier og alle 5 marker	1	4	19	35

<sup>\*)</sup> Nogen ekstra usikkerhed pga. problemer med måleudstyret

Ankeny et al. (1990) fandt log-lineære, jordstrukturafhængige sammenhænge mellem ækvivalentdiametere (d) af største vandfyldte pore og infiltrabiliteten i. Diametere (d, µm) kan bestemmes af sammenhængen:  $d=3000/|h_p|$  (gældende for hydrofil jord), hvor |h<sub>p</sub>| er tension i cm. Venstre side af Figur 2-9 er baseret på individuelle målinger. Men de meget lave i-værdier (fortrinsvis ved 12,0 cm tension svarende til ln(d, µm)=5.5 ), som ikke kan skelnes sikkert fra 0 og derfor er sat til 0, er udeladt fordi logaritmen er undefineret, hvilket giver anledning til en systematisk fejl. I højre side indgår alle måleværdier (også lave, ubestemmelige værdier sat til 0), idet gennemsnitlige infiltrabilitetsværdier (i<sub>gns</sub>) altid er positive og derfor kan logaritmeres. Enkeltobservationerne varierer som ventet ganske meget ved de enkelte ln(d)-værdier som udtryk for variation mellem behandlinger og over tid. Men det fremgår også, at der overordnet set er en positiv og meget snæver lineær sammenhæng mellem ln(d) og ln(i<sub>gns</sub>):  $\ln(i_{gns}, \text{mm/time}) = 1,11 \cdot \ln(d, \mu\text{m}) - 6,32$  (R<sup>2</sup>=1,00). Dvs. at man overordnet set kan forvente, at infiltrabiliteten i vokser med en faktor på 2,16 hver gang diameteren af største vandfyldte pore fordobles (eller tensionen halveres). Heraf kan eksempelvis udledes, at porer med ækvivalentdiametre i intervallet 1,0-2,0 mm forventeligt betyder (lidt) mere for den samlede hydrauliske ledningsevne ved 1,5 cm tension end samtlige porer, som er mindre end 1,0 mm i diameter.



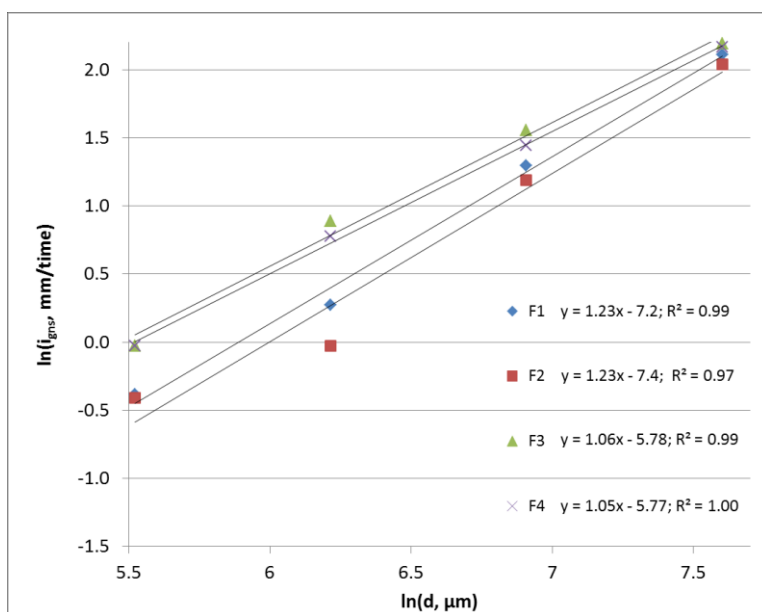
**FIGUR 2-9. DOBBELTLOGARITMISK PLOT AF INFILTRABILITET (MM/TIME) MÅLT I TAASTRUP SOM FUNKTION AF DIAMETER AF STØRSTE VANDFYLDTE PORE (D, μM). VENSTRE SIDE: MÅLINGER MED SIGNIFIKANT INFILTRABILITET ( $I > 0$ ). HØJRE SIDE: LOGARITMEREDE GENNEMSNITSVÆRDIER AF ALLE DATA BESTEMT FOR HVER D-VÆRDI. RESULTATER FRA ALLE 10 MÅLEDATOER OG ALLE BEHANDLINGER I TAASTRUP (F1-F4, F2S, F4S).**

Figur 2-10, Figur 2-11 og Figur 2-12 er baseret på logaritmerede gennemsnitsværdier af målt infiltrabilitet ( $i_{gns}$ ) ved de enkelte tensionsværdier og behandlinger. Afbildningerne synes at bekræfte forventningerne om lineær sammenhæng mellem  $\ln(i_{gns})$  og  $\ln(d)$ . Der ses en forholdsvis klar overordnet effekt af jordbearbejdningen i Taastrup på graferne i Figur 2-10. Lineære afbildninger for upløjede led F1 og F2 har større hældningskoefficient og lavere afskæringsværdi på y-aksen end afbildningerne for pløjede led (F3 og F4). Graferne for de 2 sporarealer i Taastrup er også meget forskellige, idet F4s har markant lavere hældningskoefficient og højere afskæringsværdi på y-aksen end grafen for F2s (Figur 2-11). Der er ikke systematiske forskelle mellem kurveforløbene for harvede og direkte såede marker i Karlslunde og Sorø (Figur 2-12).

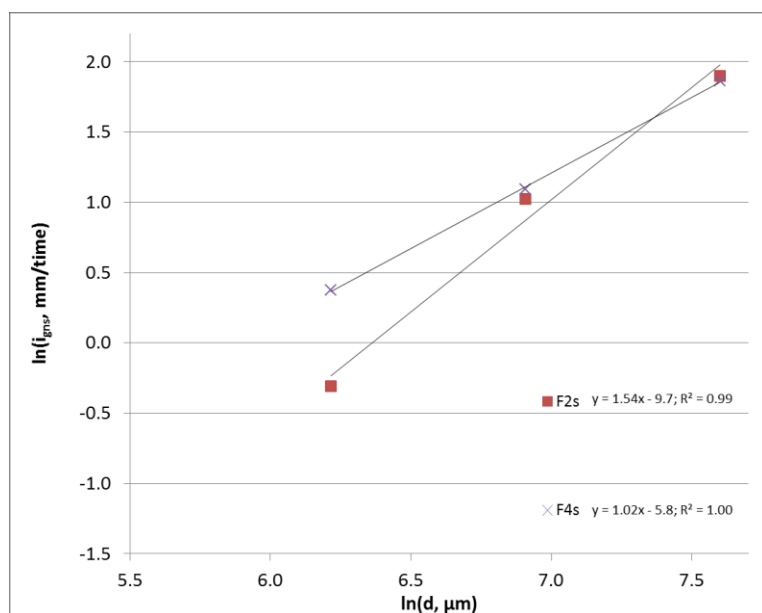
Alle grafer i Figur 2-9 - Figur 2-12 skærer den lodrette linje  $\ln(d)=7,6$  ( $d=2000 \mu\text{m}$  og  $|h_p| = 15 \text{ mm}$ ) i intervallet  $1,8 < \ln(i_{gns}, \text{mm/time}) < 2,2$  aflæst på ordinataksen. Forskelle på gennemsnitsværdier af  $i$  er altså relativt små når diameteren af største vandfyldte pore er 2,0 mm, sammenlignet med forskelle ved lavere og (formentlig) højere  $\ln(d)$ -værdier. Ved ekstrapolation mod højere  $d$ -værdier indikerer kurveforløbene for Taastrup, at F1 og F2 har højere infiltrationsevne meget nær ved mætning end F3 og F4. Det gælder især, når sporarealer i F2 sammenlignes med sporarealer i F4 (Figur 2-11). Det er af praktiske årsager ikke muligt at måle infiltrabilitet under tension ved tensionsværdier under ca. 1,5 cm v.s. Ved tensionsværdier under ca. 6 cm v.s. er der lavere infiltrationsevne med reduceret jordbearbejdning (F1, F2 og F2s) end i pløjede systemer (F3, F4 og F4s).

En stor hældningskoefficient udtrykker relativt høj effektivitet af de største vandførende porer, som inddrages i takt med at  $d$  vokser (tensionen aftager). Høj effektivitet kan bero på at der er mange sådanne porer, og/eller at porerne har høj grad af kontinuitet. Effektiviteten er altså større i upløjede led end i pløjede led, måske fordi relativt mange store bioporer er bevaret. I intensivt bearbejdet jord vil store porer typisk i mindre grad være af biologisk oprindelse, og de vil være mekanisk ustabile, tilfældigt orienterede og relativt usammenhængende. Den absolut højeste hældningskoefficient er fundet for F2s (Figur 2-11). Effektiviteten (betydningen) af store porer synes altså at være størst i sporarealerne i det ubearbejdede led, hvor udgangsniveauet er lavt. Her synes en væsentlig andel af de store bioporer altså at være bevaret, i stærk kontrast til situationen i F4s. Forskellen mellem kurveforløbene i uforstyrret og forstyrret jord repræsenteret ved F2 og F4 (Figur 2-10) synes overordnet bibeholdt i sporarealerne fra de 2 forsøgsarealer (F2s og F4s; Figur 2-11). Ved Sorø og Karlslunde ses også lineære sammenhænge mellem  $\ln(d)$  og  $\ln(i)$  (Figur 2-12). Disse adskiller sig ikke klart indbyrdes, og heller ikke i forhold til graferne fra Taastrup.

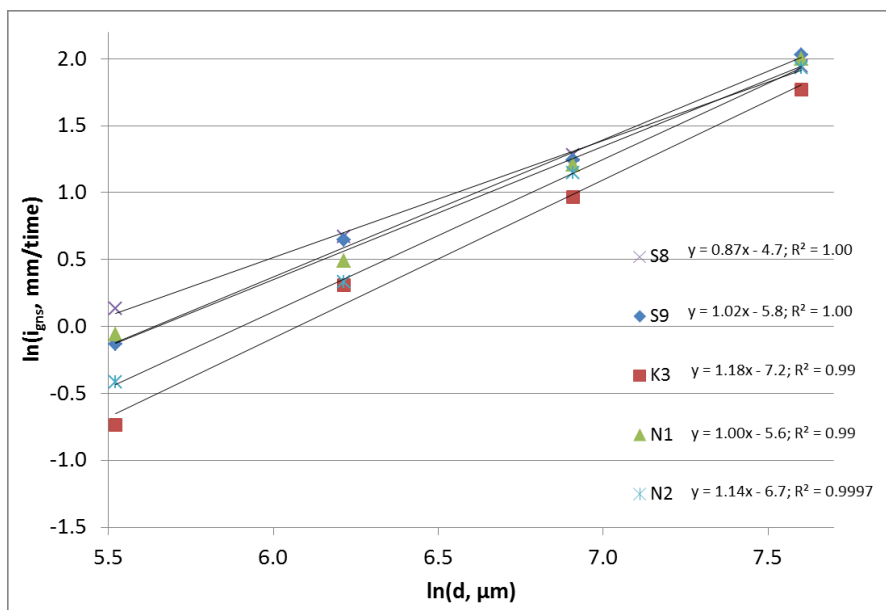
Der er gennemført en kovariansanalyse af sammenkængen mellem  $\ln(i, \text{ mm/time})$  og  $\ln(d, \mu\text{m})$  på alle målinger gennemført ved 15, 30 og 60 mm tension, hvori forsøgsarealet (F1-F4, F2s, F4s, N1,N2, K3, S8 eller S9) indgår som kategorisk prediktor-variabel (gennemført med programmet ANCOVA i statistikpakken R). Af denne analyse fremgår, at F3, F4 og F4s har signifikant større afskæringsværdi på y-aksen ( $\ln(i)$  for  $\ln(d)=0$ ) end gennemsnittet for alle forsøgsfelter ( $p < 0.01$  for F3 og F4s;  $p < 0.05$  for F4). F3 og F4s har endvidere signifikant lavere hældningskoefficient end gennemsnittet ( $p < 0.01$ ), mens F4 er tæt på at have signifikant lavere hældningskoefficient end gennemsnittet ( $p = 0,053$ ). Ingen af forsøgsarealerne med reduceret jordbearbejdning skilte sig ud fra gennemsnittet med statistisk sikkerhed i denne analyse. Målingerne ved 120 mm tension blev udeladt idet de ikke er gennemført for sporarealerne og i øvrigt er relativt usikre (jf. Tabel 2-5).



FIGUR 2-10. DOBBELTLOGARITMISK PLOT FOR BEHANDLINGERNE F1-F4 I TAASTRUP AF GENNEMSNTLIG INFILTRABILITET MOD DIAMETER AF STØRSTE VANDFYLDTE PORE (D). ALLE RESULTATER FRA ALLE 10 MÅLESERIER INDGÅR.

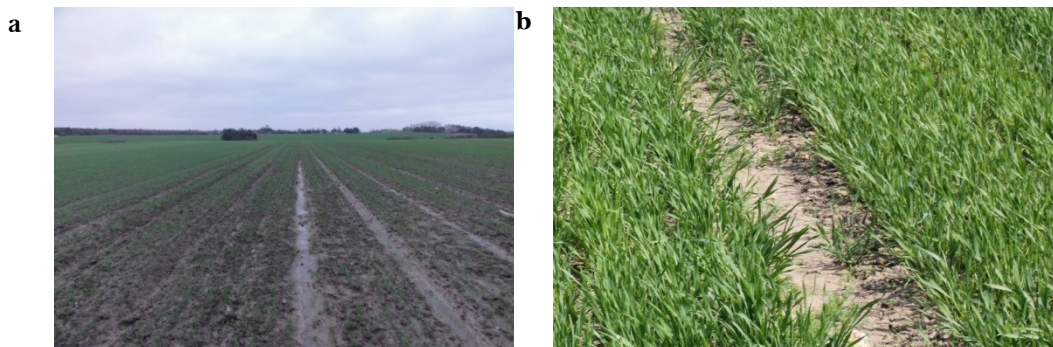


FIGUR 2-11. DOBBELTLOGARITMISK PLOT FOR SPORAREALERNE I TAASTRUP (F2S OG F4S) AF GENNEMSNTLIG INFILTRABILITET (I) MOD DIAMETER AF STØRSTE VANDFYLDTE PORE (D). ALLE RESULTATER FRA ALLE 10 MÅLESERIER INDGÅR.



FIGUR 2-12. DOBBELTLOGARITMISK PLOT FOR AREALERNE K3, N1, N2, S8 OG S9 AF MEDIANVÆRDI FOR INFILTRABILITET (I) MOD DIAMETER AF STØRSTE VANDFYLDTE PORE (D). ALLE RESULTATER FRA ALLE 5 MÅLESERIER INDGÅR

Alle afbildninger i figur Figur 2-10, Figur 2-11 og Figur 2-12 bygger på gennemsnit af målte infiltrationsværdier. Risikoen for aktivering af store makroporer og derigennem pesticidudvaskning er dog næppe kun bestemt af gennemsnitsværdier for  $i$ , men også af variation og forekomst af særligt lave værdier. Med lav hydraulisk ledningsevne (lavt placerede grafer i Figur 2-9 - Figur 2-12) vil jordens overfladelag gennemgående afdræne langsomt. I Taastrup gælder dette for F1 og F2 set i forhold til F3 og F4. Er både luftporøsitet og nærmættet hydraulisk ledningsevne lav, kan der ikke lagres så meget vand i jorden, når der kommer regn. Sådanne effekter er velkendte i kompakte og dårligt strukturerede jorde som fx sporarealer (e.g. Horton et al, 1994; Figur 2-13).



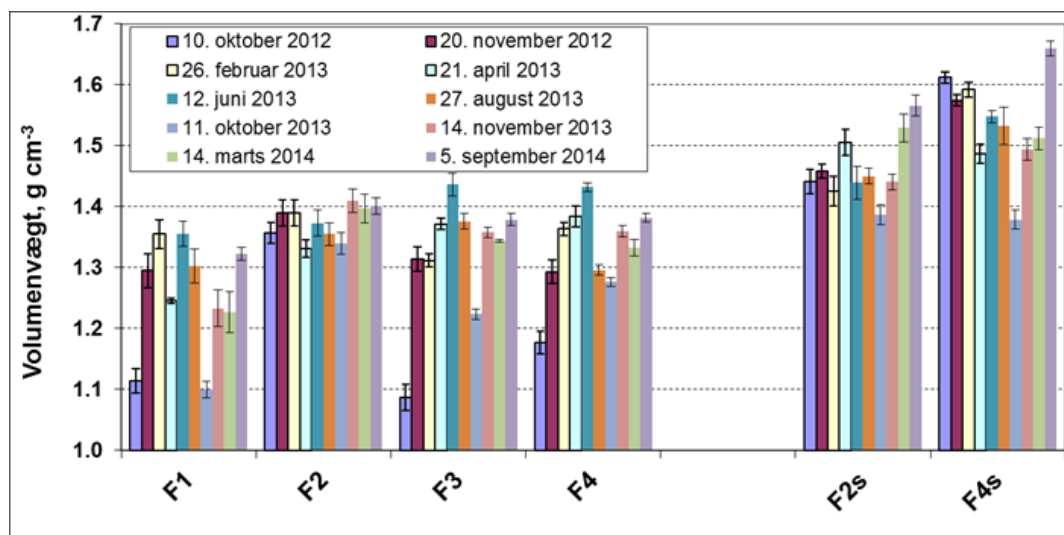
FIGUR 2-13. BILLEDER AF KØRESPOR I F4 TAGET I FORBINDELSE MED INFILTRATIONSMÅLINGER I NOVEMBER 2012 (A) OG I APRIL 2013 (B). HER BIDRAGER DE STØRSTE PORER RELATIVT LIDT TIL JORDENS VANDLEDNINGSEVNE, FORMENTLIG FORDI MANGE ER ØDELAGT I FORBINDELSE MED JORDBEARBEJDNING OG FÆRDSEL

### 2.2.2 Volumenvægt og porøsitet

Volumenvægten har via sammenhæng med porøsitetsforhold selvstændig indflydelse på nærmættet hydraulisk ledningsevne, men har også stor betydning for jordens kapacitet til at lagre vand.

I Taastrup har overfladelagets volumenvægt varieret ganske betydeligt både som følge af jordbearbejdning og færdsel samt over tid (Figur 2-14). Første måledag (10. oktober 2012)

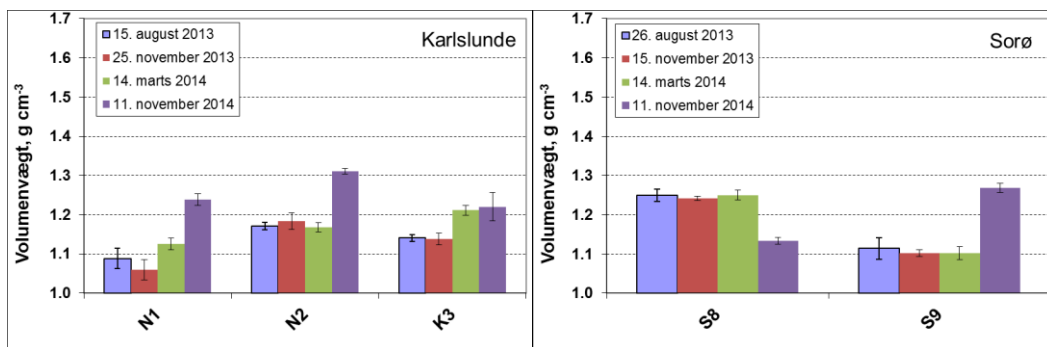
umiddelbart efter jordbearbejdning og færdsel ses en særlig stor variationsbredde mellem laveste og højeste gennemsnitsværdier (hhv.  $1,09 \text{ g cm}^{-3}$  uden for kørespor i F3 og  $1,61 \text{ g cm}^{-3}$  i kørespor i F4), altså at højeste værdi målt i kørespor i F4 er 48 % højere end laveste værdi målt i det intensivt bearbejdede led (F3). Variationsbredden er noget mindre i det 2. forsøgsår (første måledag den 11. oktober 2013), hvilket formentlig skyldes, at jorden var mere tør ved bearbejdning og af den grund havde en meget mere smuldrende konsistens. Forskellene indsnævres noget med tiden efter jordbearbejdning dog uden helt at forsvinde. I de pløjede led (F3 og F4) og til dels i det overfladisk harvede led (F1) vokser volumenvægten nogenlunde systematisk som tiden går, mens den er ret stabil i det direkte tilsåede led (F2). En uventet lav men statistisk meget sikker værdi registreret i F1 den 21. april 2013 kan måske forklares som effekt af gentagne frysninger i marts og april.



FIGUR 2-14. VOLUMENVÆGT I JORDENS OVERFLADELAG (0-3 CM) BESTEMT I TILKNYTNING TIL HVER SERIE AF INFILTRATIONSMÅLINGER. DATA FOR DE 4 FORSØGSLED (F1-F4) SAMT FOR KØRESPOR I F2 OG F4 (F2S OG F4S). MIDDELVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL.

Volumenvægten er markant højere i køresporene end på arealer uden færdsel. Kørsel på den pløjede og dermed stærkt destabiliserede jord (F4) resulterer generelt i højere volumenvægt i sporene (F4s) end målt i sporene i det direkte såede led (F2s). Pakning er kendt for især at gå ud over store og mekanisk ustabile porer, hvilket stemmer overens med erfaringer fra infiltrationsmålingerne (Afsnit 2.2.1.2). I F4s er der i første forsøgsår (2012/13), men ikke i 2. forsøgsår (2013/14) tendens til faldende volumenvægt over tid, dvs. ”spontan” jordløsning efter et meget højt udgangsniveau. Det særligt store fald i volumenvægt målt i F4s fra februar til april 2013 kan skyldes gentagne frysninger i marts og april. Den absolut højeste volumenvægt ( $1,66 \pm 0,01 \text{ g cm}^{-3}$ ) blev målt i F4s den 5. september 2014.

Resultaterne i Figur 2-14 stemmer niveaumæssigt nogenlunde overens med tidligere målinger fra arealet foretaget nær ved overfladen (0-5 cm dybde, jf. Tabel 2-1). Kun i det direkte såede led (F2) ser volumenvægten ud til at være højere i den gamle undersøgelse end i den nye. Det kan være fordi der ved tilfældighed indgår sporarealer i den gamle undersøgelse, fordi overfladelagets indhold af organisk materiale er forøget siden 2004 (se Afsnit 2.2.3), eller fordi måledybden var lidt større.

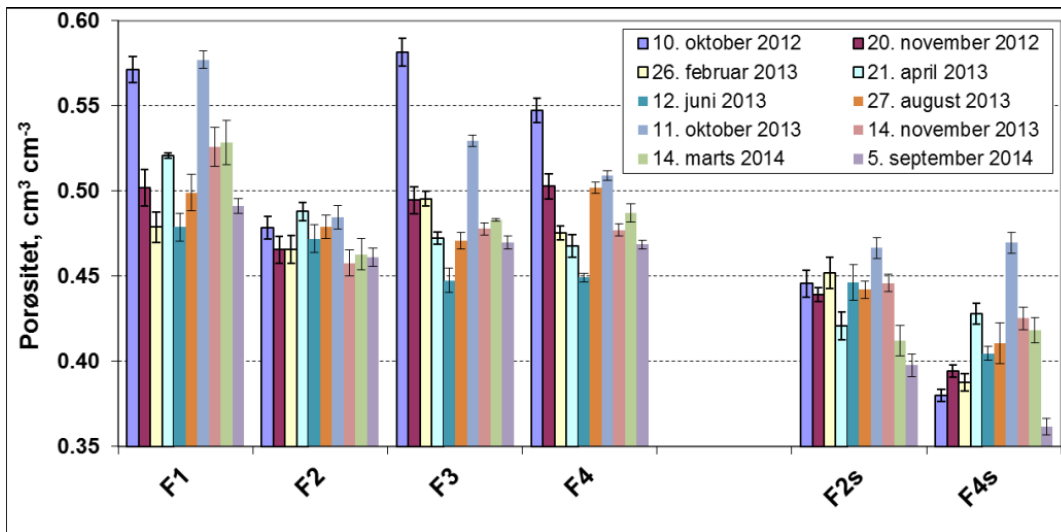


FIGUR 2-15. VOLUMENVÆGT MÅLT PÅ FORSØGSAREALERNE VED KARLSLUNDE (N1, N2 OG K3) OG VED SORØ (S8 OG S9). GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL.

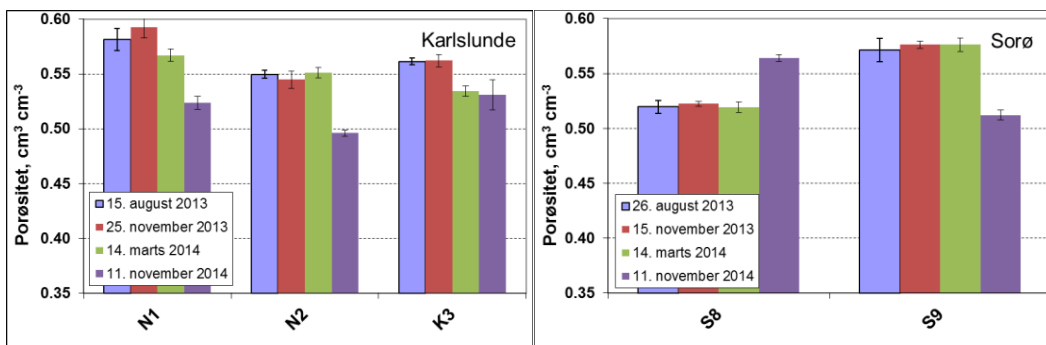
I Karlslunde og Sorø blev der målt lav volumenvægt i overfladelaget (Figur 2-15) sammenlignet med det generelle niveau på Taastrup lokaliteten (Figur 2-14), og variationen mellem måledatoer var forholdsvis lille. Første måling, hhv. 15. august 2013 ved Karlslunde og 26. august ved Sorø er foretaget kort tid efter høst, hvor uforstyrret jord typisk vil have opnået en høj grad af konsolidering. Ved Karlslunde er N1 og N2 harvet overfladisk efter høst af kornafgrøder, mens K3 står urørt efter høst af vinterraps. Det er bemærkelsesværdigt, at disse behandlingsforskelle ikke afspejler sig i klare forskelle i volumenvægten. Ingen af markerne ved Sorø er bearbejdet som sådan på dette tidspunkt, men der er sået olieræddike i S9, hvilket måske kan forklare den lidt lavere volumenvægt.

Kun ved seneste prøveudtagning den 11. november 2014 blev der målt meget sikre afvigelser i volumenvægten i såvel positiv som negativ retning (Figur 2-15). På denne dato er der relativt nyligt etableret vinterhvede på N1, N2 og K3 samt S9, mens der på S8 er en kraftig og heldækkende efterafgrøde. Det er sandsynligt, at afvigelserne hænger sammen med den varierende grad af rodvækst og beskyttelse af jordoverfladen, som vegetationen har ydet i de våde efterårsmåneder. Året før i november 2013 var der tidligt etableret vinterraps på N1 og N2, som dækker overfladen bedre end senere etableret vinterhvede. I Sorø var der vinterhvede på S8, mens der i S9 var en kraftig efterafgrøde af olieræddike. Bestemmelserne af volumenvægt er lavet i tilknytning til infiltrationsmålinger på jord, der er behandlet helt ens. Af tidsmæssige årsager blev bestemmelserne ikke gennemført på uforstyrret jord efter høst 2014 som planlagt.

Der er snæver sammenhæng mellem jordens volumenvægt og porøsitet (jf. Afsnit 2.1.1.4), men porøsiteten relaterer sig måske mere intuitivt til transportegenskaberne. Porøsiteten er beregnet og vist i Figur 2-16 for Taastrup og i Figur 2-17 for Karlslunde og Sorø. I Taastrup varierer porøsiteten overordnet set mellem 36 og 58 %, mens den tilsvarende variationsbredde for Karlslunde og Sorø er meget mindre (50-59 %). Det generelt lave niveau for jordens volumenvægt ved Karlslunde og Sorø afspejler sig i, at der ikke måles gennemsnitlige porøsitetsværdier på under 49,6 % ± 0,3%.



FIGUR 2-16. PORØSITET I JORDENS OVERFLADELAG (0-3 CM) BESTEMT I TILKNYTNING TIL HVER SERIE AF INFILTRATIONSMÅLINGER. PORØSITETEN ER BEREGNET UD FRA VOLUMENVÆGTEN UNDER ANTAGELSE AF EN GENNEMSNITLIG PARTIKELDENSITET PÅ 2,60 G CM<sup>-3</sup>. DATA FOR DE 4 FORSØGSLED (F1-F4) SAMT FOR KØRESPOR I F2 OG F4 (F2s OG F4s). GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL



FIGUR 2-17. PORØSITET I JORDENS OVERFLADELAG (0-3 CM) MÅLT PÅ FORSØGSAREALERNE VED KARLSLUNDE (N1, N2 OG K3) OG VED SORØ (S8 OG S9) I TILKNYTNING TIL INFILTRATIONSMÅLINGER. GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSE AF STANDARDFEJL

Ændringer af volumenvægt og porøsitet ved pakning (eller sætning) og løsning hænger især sammen med ændringer af volumenet af store og mekanisk ustabile porer i jorden, mens indholdet af små samt mekanisk stabile porer kun påvirkes i mindre grad (e.g. Horton et al., 1994). Store porer frembragt ved mekanisk jordløsning (jordbearbejdning) er særligt ustabile, mens porer frembragt ved biologisk aktivitet generelt er mere stabile. Porer frembragt ved skift mellem frost og tø samt udtørring og opfugtning indtager en mellemstilling. Store porer er jf. Poiseuilles lov alt andet lige mere effektive til at lede vand end små porer, hvorfor jordens infiltrabilitet nær mætning især bestemmes af tension (eller  $d$ ; jf. også Afsnit 2.2.1.2) i kombination med overfladelagets indhold af sammenhængende porer af størrelsen  $d$  og lidt derunder.

Man må forvente, at der for datasættet som helhed vil være en vis sammenhæng mellem infiltrationsevne og volumenvægt (porøsitet). Dette er også tilfældet (data ikke vist), men volumenvægten kan som ventet ikke i sig selv forklare al den variation, der er målt i jordens infiltrationsevne.



### 2.2.3 Tekstur og indhold af organisk stof i jorden

Teksturdata fra Taastrup er allerede tilgængelige (Tabel 2-1). I 2004 blev indholdet af organisk stof i overfladelaget (0-3 cm) bestemt til hhv.  $3,1 \pm 0,2$  % (gældende for F1 og F2) og  $2,6 \pm 0,2$  % (i F3 og F4; Daraghmeh et al., 2009). I nærværende projekt er der foretaget nye bestemmelser af organisk stof i forskellige dybder. Indholdet varierede mellem 2,1 og 3,4 % (Tabel 2-6). Det var størst i overfladelagene i F1 og F2. Dette er formentlig en konsekvens af at jorden ikke er pløjet siden efteråret 1997 og er bemærkelsesværdigt, ikke mindst fordi der ikke er nedmuldet halm eller tilført anden form for organisk materiale (ud over kornstubbe, ukrudt og rodrester) i den mellemliggende periode. Der er tendens til, at indholdet af organisk stof er blevet forøget i overfladelaget af F1 og F2 siden 2004, men effekten er ikke signifikant.

TABEL 2-6. INDHOLD AF ORGANISK STOF I FORSØGSFELTERNE F1-F4 PÅ RØRRENDEGÅRD BESTEMT I 2014

Forsøgsfelt	F1		F2		F3	F4
	0-3	10-15	0-3	10-15	10-15	10-15
Gns., %	3,43	2,16	3,43	2,10	2,47	2,39
Ste., %	0,22	0,04	0,02	0,08	0,08	0,10

I Karlslunde og Sorø er der gennemført bestemmelser af både tekstur og organisk stof. Bestemmelserne er foretaget på jordprøver udtaget i 0-3 cm dybde fra alle forsøgsfelter. Endvidere er indholdet af organisk stof bestemt under de bearbejdede jordlag på ét forsøgsfelt i hhv. Karlslunde og Sorø (Tabel 2-7). Især indholdet af ler og organisk stof påvirker jordens struktur og derigennem de hydrauliske egenskaber. Lerindholdet varierer i gennemsnit mellem 11,6 og 20,9 %, og det er dermed gennemgående noget højere end i Taastrup (Tabel 2-1). Dog svarer forsøgsfeltet S8 i Sorø teksturmæssigt ret nøje til arealerne i Taastrup. I Karlslunde er der fundet højere lerindhold i N1 end i de øvrige forsøgsfelter, mens der i Sorø er målt højere lerindhold i S9 end S8.

Overfladelagets indhold af organisk stof varierer mellem 3,3 og 5,7 % (Tabel 2-7). Alle steder i Karlslunde samt i S8 i Sorø er der fundet niveauer af organisk stof, der nogenlunde svarer til niveauerne fundet på de pløjefrie arealer i Taastrup. Kun i S9 i Sorø blev der fundet et betydeligt højere indhold af organisk stof på hele  $5,7 \pm 0,1$  %. Denne meget høje værdi afspejler formentlig et højt input af organisk stof. Ligesom i F1 og F2 i Taastrup er der fundet et statistisk sikkert fald i indholdet af organisk stof fra bearbejdet jord i overfladelaget til ubearbejdet overjord i 15-20 cm dybde.

TABEL 2-7. TEKSTUR OG INDHOLD AF ORGANISK STOF MÅLT PÅ FORSØGSAREALERNE VED KARLSLUNDE (N1, N2 OG K3) SAMT VED SORØ (S8 OG S9) I 2014. MÅLINGERNE ER FORETAGET I 0-3 CM DYBDE MED MINDRE ANDET ER ANFØRT. GENNEMSNITSVÆRDIER MED STANDARDFEJL I PARENTES

Sted	Tekstur, kg kg <sup>-1</sup>								Organisk Stof, kg kg <sup>-1</sup>	
	Ler (<2 µm)		Silt (2-20 µm)		Finsand (20-200 µm)		Grovsand (200-2000)			
N1	20,9	(0,6)	19,4	(0,7)	39,9	(0,5)	19,8	(0,6)	3,7	(0,1)
N2	14,7	(0,1)	17,5	(0,3)	43,9	(0,5)	23,9	(0,2)	3,3	(0,1)
K3	17,1	(1,2)	17,7	(1,1)	42,5	(1,2)	22,7	(1,1)	3,3	(0,1)
S8	11,6	(0,4)	16,7	(0,5)	49,1	(0,4)	22,6	(0,3)	3,7	(0,1)
S9	16,2	(0,4)	25,7	(0,3)	46,2	(0,1)	11,9	(0,2)	5,7	(0,1)
K3*									2,75	(0,02)
S8*									2,81	(0,04)

\* Målt i 15-20 cm dybde

#### 2.2.4 Vandretention

Centrale punkter på vandretentionskurven er bestemt i 2 jorddybder for et af forsøgsarealerne ved hhv. Karlsrunder og Sorø (K3 og S8; Tabel 2-8). Bestemmelserne er foretaget på jordprøver udtaget i marts måned 2014 ca. 6 måneder efter såning. Retentionskurven og den bagvedliggende porestørrelsesfordeling udgør en vigtig del af jordens hydrauliske egenskaber, men beskriver ikke egenskaberne særlig godt ved meget lav tension. Målingernes primære formål er at vurdere, om der er afvigelser fra, hvad man kan forvente (og derfor simulere) ud fra jordens sammensætning.

Jordene har ved markkapacitet (pF=2,0) et vandindhold på ca. 30 %. Vandretentionen er lidt mindre i S8 i 15-20 cm dybde, hvor både indholdet af ler og organisk materiale er relativt lavt. Dette stemmer ganske godt overens med forventningerne baseret på erfaringer fra tilsvarende jordtyper. Ved visnegrænsen (pF=4,2), hvor vandretentionen bestemmes af jordens specifikke overfladeareal, er den målte vandretention lavere end forventet ud fra tekstur og indhold af organisk stof. De lave værdier kan delvist forklares ud fra jordens usædvanligt lave volumenvægt.

TABEL 2-8. VANDRETENTION VED PF-VÆRDIERNE 1,7, 2,0, 3,0 OG 4,2 MÅLT PÅ JORDPRØVER FRA K3 VED KARLSLUNDE OG S8 FRA SORØ. GENNEMSNITSVÆRDIER MED STANDARDFEJL I PARENTES (N=10). DATA FRA DYBDERNE 0-3 CM OG 15-20 CM

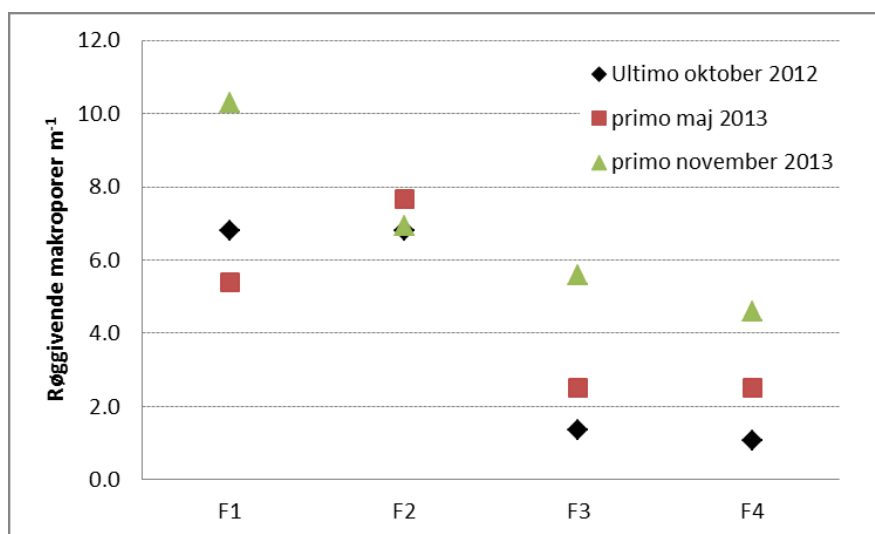
pF	1,7		2,0		3,0		4,2	
Målested	Vandretention, cm <sup>3</sup> cm <sup>-3</sup>							
K3, 0-3 cm	0,302	(0,005)	0,292	(0,006)	0,190	(0,003)	0,073	(0,001)
K3, 15-20 cm	0,313	(0,002)	0,298	(0,003)	0,245	(0,004)		
S8, 0-3 cm	0,333	(0,007)	0,309	(0,004)	0,207	(0,003)	0,052	(0,001)
S8, 15-20 cm	0,280	(0,004)	0,262	(0,003)	0,184	(0,002)		

#### 2.2.5 Makroporekontinuitet ved dræn samt permeabilitet i furebund

På Taastrup-lokaliteten blev der overordnet set fundet flere gennemgående makroporeforbindelser mellem dræn og jordoverflade i opløjede led end i pløjede led (Figur 2-18). Både i efteråret 2012 (4 uger efter jordbearbejdning) og i begyndelsen af maj 2013 var der således klar forskel mellem makroporekontinuiteten i pløjede og opløjede led. Forskellen mellem F2, F3 og F4 er mindre udtalt i november 2013, mens antallet af gennemgående makroporer i F1 på dette tidspunkt når op på et meget højt niveau (10 m<sup>-1</sup>). Makroporekontinuiteten brydes ved jordbearbejdning, især i F3 og F4. Men allerede ca. 1 uge efter bearbejdningen (fx 10. oktober 2012) kunne der iagttages åbentstående regnormegange i jordoverfladen i disse led.

Forskelle mellem antallet af drænforbundne makroporer i efteråret og i foråret var relativt lille og usystematisk, idet der dog var en tendens til voksende antal i pløjede led fra efterår til forår. Det er tidligere dokumenteret, at hovedparten af transportvejen mellem dræn og overflade udgøres af regnormegange (Petersen et al., 2013). I litteraturen findes dokumentation for, at ikke vendende jordbearbejdning (pløjefri dyrkning) fremmer populationen af dybdegående regnormearter ("anecic"), som henter føde på overfladen (Lee, 1985; Edwards et al., 1988). De højere tætheder fundet ved pløjefri dyrkning kan således være udtryk for en større population og/eller en højere aktivitet af sådanne regnormearter.

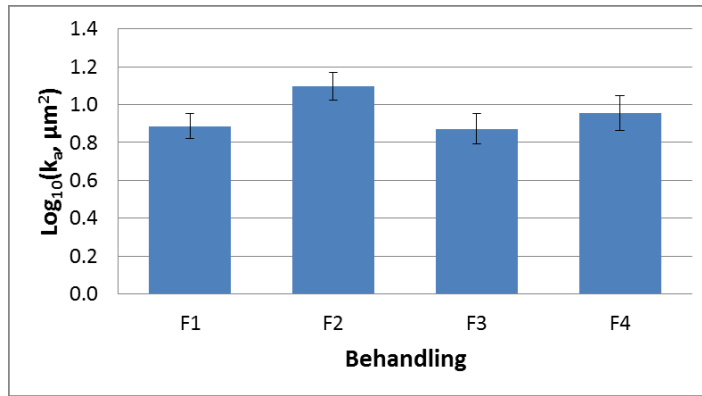
I de pløjede forsøgsled var tætheden af de drænforbundne makroporer af nogenlunde samme størrelse som tidligere rapporteret for samme behandling (Petersen et al., 2013), og tætheden ved reduceret, pløjefri jordbearbejdning var dermed noget højere end tidligere rapporteret for pløjet jord.



**FIGUR 2-18. TÆTHED AF MAKROPORER MED FORBINDELSE TIL DRÆN (RØGGIVENDE MAKROPORER) OPTALT LANGS DRÆNENE I DE FIRE FORSØGSLED. DATA FOR OKTOBER 2012, PRIMO MAJ 2013 SAMT PRIMO NOVEMBER 2013**

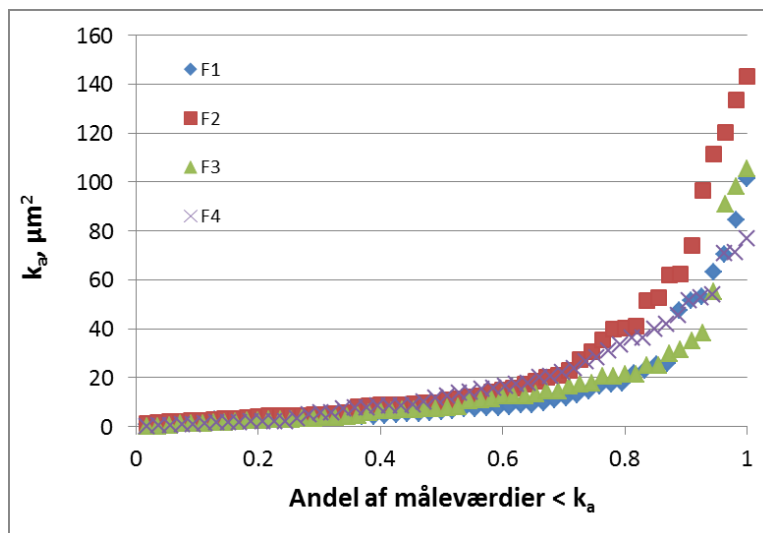
Andelen af røgfæner bedømt som værende "kraftige" (Petersen et al., 2012) var nogenlunde konstant og af størrelsen 13-20 % af det totale antal. Baseret på røgteknikken kombineret med infiltrationsundersøgelser er det dokumenteret, at der er meget stor forskel på transportpotentialer hos hhv. kraftigt og svagt røggivende, drænforbundne makroporer samt makroporer ved dræne helt uden røgafgivelse (Petersen et al., 2013; Nielsen et al. 2015). Når frit vand (dvs. vand som ikke er under tension) infiltrerer i kraftigt røggivende makroporer er der stærk indikation for, at en stor del af vandet kanaliseres direkte ind i det underliggende dræn, hvorved jordfilteret i meget høj grad forbigås.

Jordens luftpermeabilitet i furebunden blev målt i efteråret 2012 og igen i efteråret 2013. Måleværdierne er transformeret logaritmisk for at opnå normalfordelte data. Der var ikke nogen statistisk sikker forskel mellem gennemsnitsværdier målt i de 2 år. Og der var heller ikke nogen statistisk sikker effekt af jordbearbejdning på gennemsnitsværdierne (se Figur 2-19).



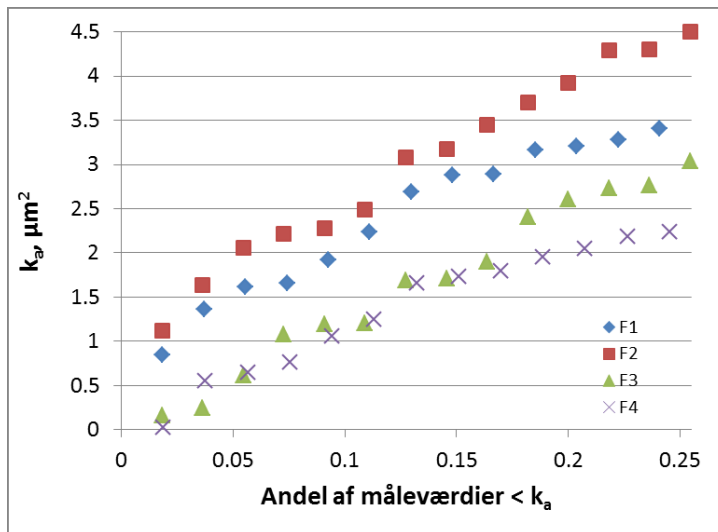
FIGUR 2-19. LOGARITMISK TRANSFORMERED VÆRDIER AF LUFTPERMEABILITET ( $k_a$ ,  $\mu\text{m}^2$ ) MÅLT LIGE UNDER PLØJELAGET I PLØJEDE FORSØGSLED (F3 OG F4) SAMT I TILSVARENDE JORDDYBDE I UPLØJEDE FORSØGSLED (F1 OG F2). GENNEMSNITSVÆRDIER MED ANGIVELSER AF STANDARDFEJL ( $53 \leq N \leq 55$ ).

Men der synes at være effekter af behandlingerne, som ikke afsløres af gennemsnitsværdierne i Figur 2-19. Hyppigheden af gennemgående, større eller mindre makroporer i prøverne blev noteret i forbindelse med målingerne. Hyppigheden var hhv. 22, 40, 22 og 25 % for de 4 behandlinger F1-F4. Hyppigheden var altså størst for F2 (direkte såning) uden at være specielt lav for nogen af behandlingerne. Dette synes at afspejle sig i permeabilitetsmålingerne vist i Figur 2-20, idet der i alle forsøgsled findes en vis mindre andel af prøver med særligt høje  $k_a$ -værdier (alle kurver bøjer op efter i højre side), og hvor der er relativt mange særligt høje  $k_a$ -værdier for F2.



FIGUR 2-20. FORDELING AF MÅLEVÆRDIERNE FOR LUFTPERMEABILITET ( $k_a$ ,  $\mu\text{m}^2$ ) REGISTRERET I DE 4 FORSØGSLED (F1-F4).

Fokuserer man på den fjerdedel af prøverne inden for hver behandling, som har lavest permeabilitet, ses det, at permeabiliteten er væsentligt lavere i pløjede led end i upløjede led (Figur 2-21). Det tolkes som udtryk for strukturskader lavet i forbindelse med pløjningen i den teksturelt set meget homogene jord. Sådanne strukturskader vil typisk ikke optræde lige kraftigt overalt og kan måske medvirke til, at der visse steder opstår vandstuvning og makroporestrømning ved furebunden eller højere oppe.



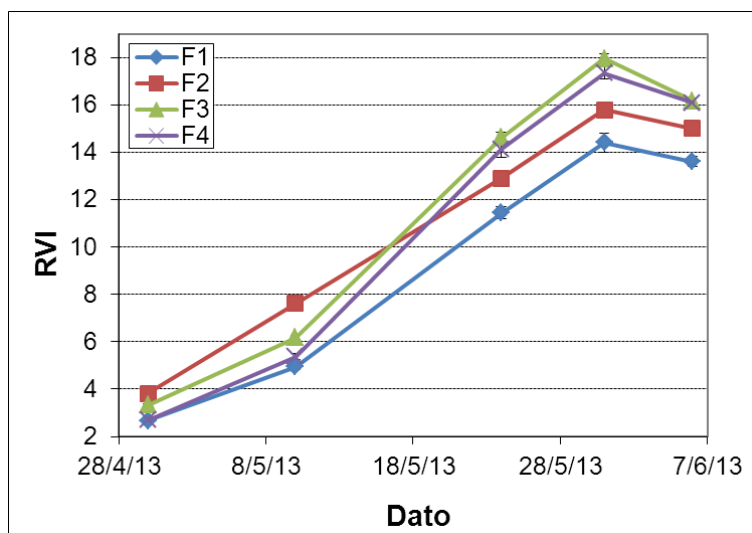
FIGUR 2-21. FORDELING AF DEN LAVESTE 4.-DEL AF MÅLEVÆRDIERNE FOR LUFTPERMEABILITET ( $k_a$ ,  $\mu\text{m}^2$ ) REGISTRERET I DE 4 FORSØGSLED (F1-F4)

### 2.2.6 Plantebestand

Vegetation yder jordoverfladen en vis tidlig variabel beskyttelse mod vejrligets påvirkning. Hvis jordbearbejdningen afføder større forskelle i afgrødeetableringen, kan dette derfor få indflydelse på overfladelagets struktur og hydrauliske egenskaber. Afgrødeetableringen påvirker desuden konkurrenceevnen over for ukrudt, og behovet for ukrudtsbekæmpelse vil normalt være størst ved dårlig afgrødeetablering.

I 2013 er plantebestanden i Taastrup karakteriseret spektroradiometrisk vha. Relativt Vegetations-Indeks (RVI) i en række tidlige vækststadier. RVI udtrykker (med visse begrænsninger) vegetationsdækningen eller mængden af grøn vegetation (Figur 2-22). Det fremgår, at der på de 2 første måledatoer er højere vegetationsindeks (mere grøn vegetation) i F2 end i de øvrige led. Noget af dette signal stammer fra ukrudt. Der er forholdsvis meget ukrudt både i F1 og F2, men bestanden af hvedeplanter er tættere i F2 end i F1 (se også Figur 2-23). Ukrudtet bliver bekæmpet i løbet af foråret. Tilvæksten i maj er højere i de pløjede led med mere ensartet bestand af hvedeafgrøden (F3 og F4) end i de upløjede led (F1 og F2), og RVI toppe på et højere niveau. F1 med den mest ujævne og sparsomme bestand af hvede når det laveste topniveau.

I foråret 2014, hvor der ikke var nævneværdige mængder af ukrudt i F1, F3 og F4, blev plantebestanden kun målt på ét tidspunkt (1. maj 2014). RVI-værdierne (gns.  $\pm$  standardfejl,  $n=16$ ) var hhv.  $7,2 \pm 0,4$ ,  $10,4 \pm 0,5$ ,  $11,9 \pm 0,4$ , og  $10,4 \pm 0,5$  i F1-F4. RVI var således signifikant lavere i F1 end i de øvrige led i 2014, hvilket igen i dette år afspejler relativt dårlig afgrødeetablering i F1. Ved at sammenholde disse RVI-værdier fra 2014 med resultaterne fra 2013 i Figur 2-22 kan man overordnet se, at afgrøden har udviklet sig langt senere i 2013 end i 2014 (forskel på 2-3 uger), hvorfor jorddækningen alt andet lige har været ringere i store dele af foråret 2013. Dette afspejler usædvanligt koldt vejr i marts og dele af april 2013. Alene sådanne markante forskelle i afgrødernes udviklingsrytme indikerer, at man næppe vil kunne forstå dynamikken i overfladelagets hydrauliske egenskaber uden at koble med en model, der beskriver afgrødernes vækst.



FIGUR 2-22. RELATIVT VEGETATIONSINDEKS, RVI MÅLT 5 GANGE I FORÅRET 2013. GENNEMSNITSVÆRDIER FOR F1-F4 MED ANGIVELSER AF STANDARDFEJL (N=16). STANDARDFEJLEN ER OFTE SKJULT UNDER MARKØRERNE



FIGUR 2-23. BILLEDER AF DE ENKELTE LED (F1-F4) TAGET 16. MAJ 2013. DER ER ET OVERSIGTSBILLEDE OG ET NÆRBILLEDE FRA HVERT LED. I F1 OG F2 ER DER RELATIVT MEGET UKRUDT, OG HVEDEBESTANDEN ER (ISÆR I F1) RELATIVT TYND OG UENSARTET. SPORENE STÅR TYDELIGT I F4, OG DE KAN SVAGT ANES I F2. DER ER SPRÆKKER I DEN DELVIST DISPGEREDE OG DERPÅ UDTØRREDE JORDOVERFLADE I F3 OG F4, MEN IKKE I F1 OG F2.

### 2.2.7 Opsummering vedrørende effekter af jordbearbejdning

Vi havde forventet at se højere volumenvægt samt højere umættet hydraulisk ledningsevne helt tæt på vandmætning (ved 1,5 cm tension) i minimalt bearbejdet jord. I Taastrup-forsøget så vi som hovedregel det første, men ikke det andet. Der var i gennemsnit ikke nogen klar forskel på hydraulisk ledningsevne ved 1,5 cm tension mellem behandlingerne i Taastrup, og heller ikke imellem de 3 forsøgssteder. Overordnet set faldt den umættede hydrauliske ledningsevne kraftigere med voksende tension i de mindre bearbejdede led i Taastrup (F1, F2 og F2s) end i gennemsnit for alle forsøgsled.

Årsvariationen i de hydrauliske egenskaber var højere i pløjede led end i ikke-pløjede led, hvilket også stemmer godt overens med forventningerne. Der var dog stor forskel mellem forsøgsårene, hvilket tilskrives jordens egenskaber (især vandindholdet) ved bearbejdning. Årsvariationen var mindst i det direkte såede led i Taastrup (F2) samt i forsøgsled med reduceret jordbearbejdning i Karlsrunder og Sorø. I Karlsrunder og Sorø blev der fundet høje og sæsonstabile porøsitetstværdier, hvilket stemmer overens med den lille variation i hydraulisk ledningsevne. I Karlsrunder og Sorø varierede porøsiteten i gennemsnit mellem 50 og 59 %, mens det tilsvarende interval for Taastrup var 36-58 %. De generelt højere porøsitetstværdier i Sorø og Karlsrunder kunne mod forventning ikke "oversættes" til tilsvarende generelt højere umættet hydraulisk ledningsevne inden for det undersøgte tensionsområde.

Mens vi ikke fandt overbevisende generelle forskelle i gennemsnitstværdier for nær-mættet hydraulisk ledningsevne mellem behandlingerne, var der klare forskelle i den observerede rumlige variation. I sporarealerne i F2 og F4 (hhv. F2s og F4s) var infiltrabiliteten ved 12 cm tension helt generelt så lav, at den ikke kunne måles (dvs. generelt under  $0,2 \text{ mm time}^{-1}$ ), mens den uden for sporarealer som gennemsnit kunne bestemmes i 55 % af målefelterne. Infiltrabiliteten var som hovedregel målbar (altså  $> \text{ca. } 0,2 \text{ mm time}^{-1}$ ) ved 1,5 cm tension. I det sene efterår 2012 (defineret som "kritisk periode") var infiltrationsevnen dog gennemgående så lav, at der selv ved 1,5 cm tension opstod måleproblemer. Hyppigheden af målefelter med særligt lave og derfor ubestemmelige tværdier ved 1,5 cm tension var særligt høj i F4s (75 %), men der blev også fundet relativt stor hyppighed i F2s (20 %) og i F3 (pløjning efterfulgt af intensiv sekundær jordbearbejdning; 10 %). I Karlsrunder og Sorø blev der ikke fundet nogen "kritisk periode".

Der var altså betydelig rumlig variation i den målte nær-mættede hydrauliske ledningsevne og der var periodevis tværdier, der var så lave, at de ikke kunne bestemmes med den anvendte teknik. Hyppigheden af sådanne meget lave tværdier var forskellig for de forskellige jordbehandlinger og var særligt høj i sporarealerne i F4 (F4s). Vores måleteknik giver generelt en god basis for at bestemme gennemsnitlige infiltrationsevner (og mediantværdier), og dermed for at studere eventuelle forskelle i gennemsnitstværdier mellem behandlinger samt årsvariationer for gennemsnittene. Men erfaringer fra projektet viser også, at teknikken ikke er god nok til at bestemme infiltrationsevnen i de delarealer, der har særligt lav infiltrationsevne, og dermed heller ikke for at bestemme jordbearbejdningens indflydelse på sådanne tværdier og på tværdiernes arealmæssige fordeling.

# 3. Modeludvikling og simulering af udvaskningsforsøg på Rørrendegård

Som beskrevet i kapitel 2, har vi udført et relativt omfattende målearbejde i et forsøg på at kortlægge jordbearbejdningens indflydelse på især jordens volumenvægt og nærmættede hydrauliske ledningsevne på tre lokaliteter, dvs. KU's forsøgsgård Rørrendegård i Tåstrup samt marker i Sorø og Karlslunde dyrket med reduceret jordbearbejdning. Disse målinger fortæller dog ikke i sig selv nogen om risikoen for udvaskning. Til gengæld har vi et omfattende historisk datamateriale for udvaskning af kolloider til dræn samt et mere begrænset materiale om udvaskning af pesticider, begge fra de samme marker på forsøgsgården i Tåstrup. Formålet med nærværende kapitel er at knytte de to dataset sammen, så vi kan gå fra jordbearbejdningens indflydelse på jordens fysik til udvaskning af pesticider i markdræn. Til dette udnyttes modellering baseret på en amerikansk erosionsmodel (WEPP), en europæisk pedotransferfunktion (Hypres) og en dansk planteproduktions- og udvaskningsmodel (Daisy).

I afsnit 3.1 bliver WEPP kalibreret og tilpasset efter observerede data for volumenvægt og infiltrabilitet i nærværende projekt. I afsnit 3.2 bliver den tilpassede WEPP model for volumenvægt implementeret i Daisy, HYPRES bliver brugt for hydrauliske parametre, og resultatet bliver sammenholdt med måletal. Endelig bliver de historiske udvaskningsdata modelleret og analyseret med den nye version af Daisy i afsnit 3.3. Det er dette arbejde der danner grundlag for scenarieberegningerne i kapitel 4, hvor jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskningen analyseres.

## 3.1 Udvikling af model for hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag

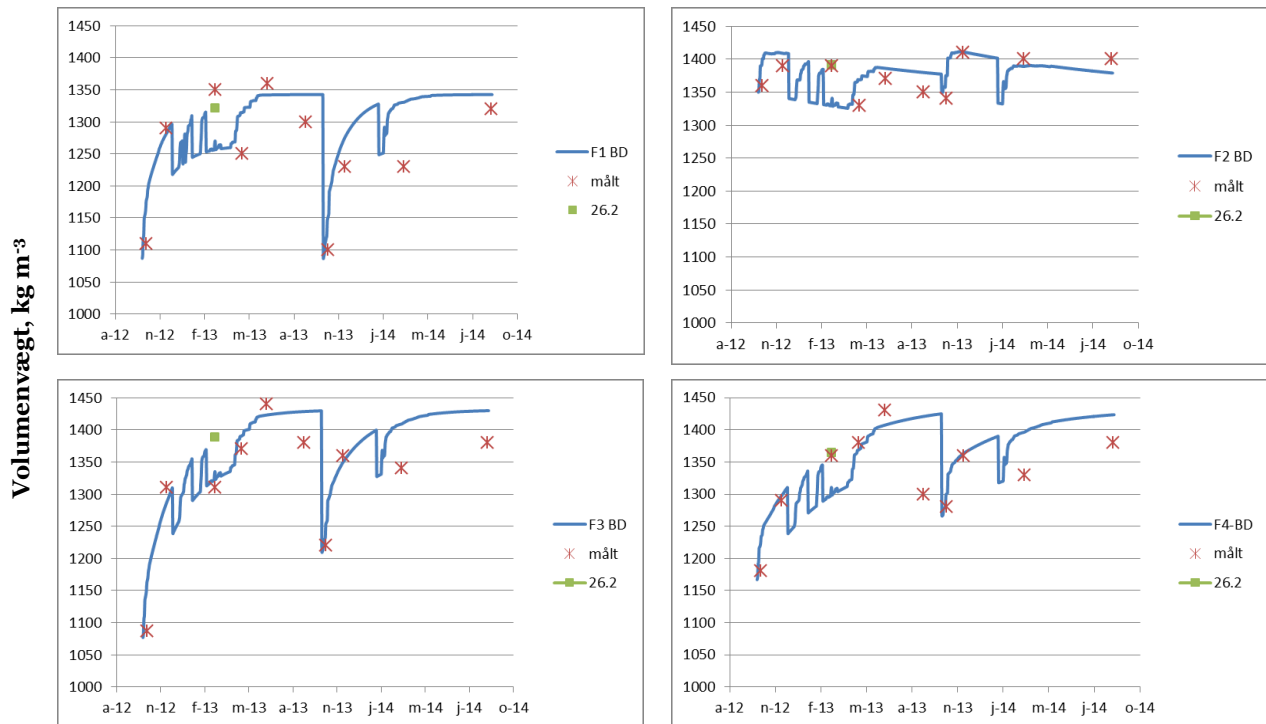
Vi har valgt at tage udgangspunkt i beskrivelserne af volumenvægt, vandretention og hydraulisk ledningsevne, der er indbygget i den amerikanske WEPP-model (Water Erosion Prediction Project). Denne model indeholder en række empiriske relationer til beregning af volumenvægt, hydraulisk ledningsevne og vandindhold i forskelligt bearbejdet jord ved en række trykpotentialværdier (Alberts et al. 1995). Modellen indeholder ikke specielle relationer for kørespor og frost, og i forhold til vore forsøgsdata, gav modellens beskrivelse af effekter af vegetation på hydraulisk ledningsevne ikke rigtig mening. WEPP-beskrivelserne er derfor udbygget med en række relationer, der er udviklet på basis af egne målinger og implementeret i Excel. Arbejdet er foregået parallelt med og lige efter måleprogrammet i år 2. Data fra Rørrendegård er anvendt i modeludviklingen. Visse steder i beskrivelsen refereres der til nogle basis-modelkørsler foretaget med Daisy med generaliserede parametre. Disse er lavet for at generere værdier for jordfugtighed og plantevækst til hjælp i arbejdet med modeludviklingen.

En detaljeret beskrivelse af de anvendte WEPP-relationer og af de foretagne modifikationer findes i Appendix B.



### 3.1.1 Foreløbig test af modelkoncepter vha. måledata

En foreløbig afprøvning af modelkonceptet blev foretaget i et Excel-regneark med input fra en enkelt Daisy-beregning for forsøgsperioden (09.2012-09.2014) og et sæt jordparametre. I det følgende er vist den beregnede udvikling i volumenvægt og hydraulisk ledningsevne ved forskellig jordbearbejdnings, og værdierne er sammenholdt med tilhørende måleværdier (Figur 3-1, Figur 3-2 og Figur 3-3).



FIGUR 3-1 VOLUMENVÆGT (KG M<sup>-3</sup>) MÅLT OG BEREGNET FOR FORSØGSLEDDENE F1, F2, F3 OG F4. VÆRDIEN FOR 26.2 2013 ER DESUDEN BEREGNET SPECIELT, FORDI JORDENE HAR VÆRET OVERDÆKKET Gennem EN FROSTPERIODE, OG DERFOR BESKYTTET MOD NOGLE AF DE ÆNDRINGER, SOM FROSTEN MEDFØRER

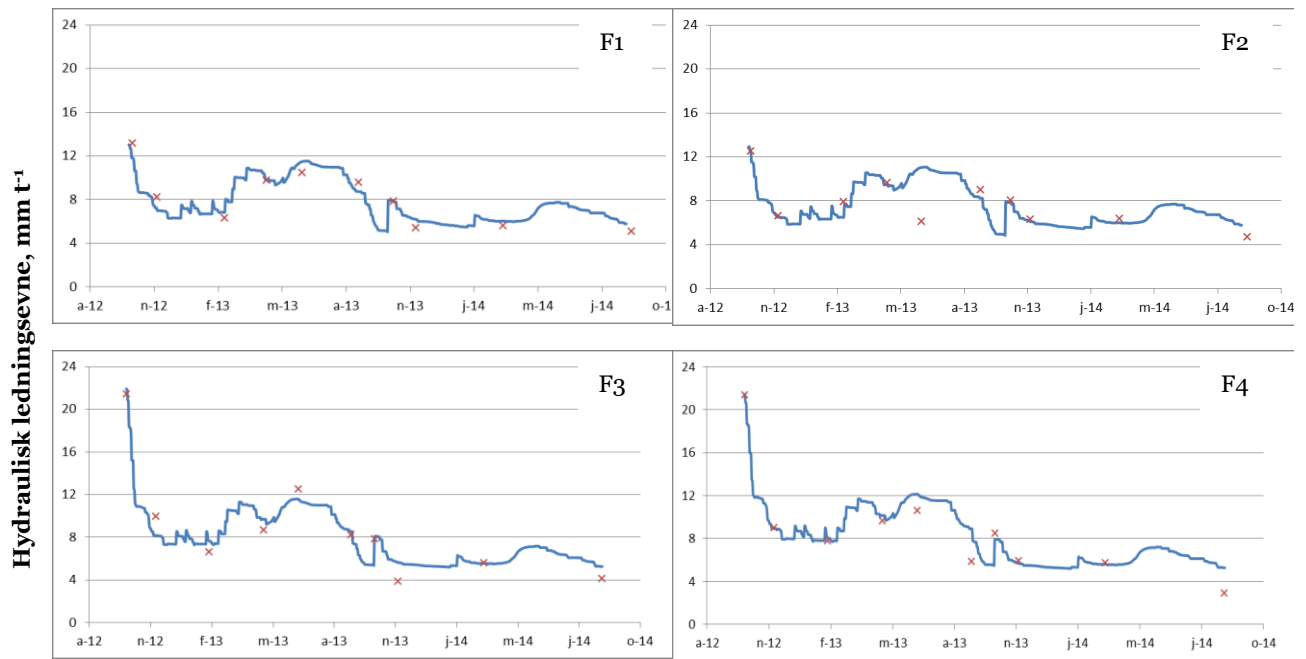
Der generelt er god overensstemmelse mellem beregnet og målt volumenvægt, specielt det første år (Figur 3-1). De specielt beregnede værdier fra 26.2 2013, der tager hensyn til overdækning af forsøgsparcerne, indikerer at frosteffekten er rimeligt velbeskrevet. Det er interessant, at i F3 falder volumenvægt-grafen stort set sammen med målepunktet, mens den beregnede volumenvægt fra 26.2 2012 er for høj. Det kunne tyde på, at afdækningen ikke har været effektiv i dette forsøgsled. Næstsidsste målepunkt, 14.3 2014 rammes dårligt i simuleringerne. Værdien kan kun forklares, hvis effekten af frost skulle have været mere udtalt her end i 2012-13, men vi har ikke kunnet finde objektive grunde til, at det skulle være tilfældet.

TABEL 3-1. VIGTIGE PARAMETRE (ALLE MED ENHED  $\text{KG M}^{-3}$ ) ANVENDT VED BEREGNING AF UDVIKLINGEN I VOLUMENVÆGT FOR FORSØGSLEDDENE F1-F4 VIST I FIGUR 3-1

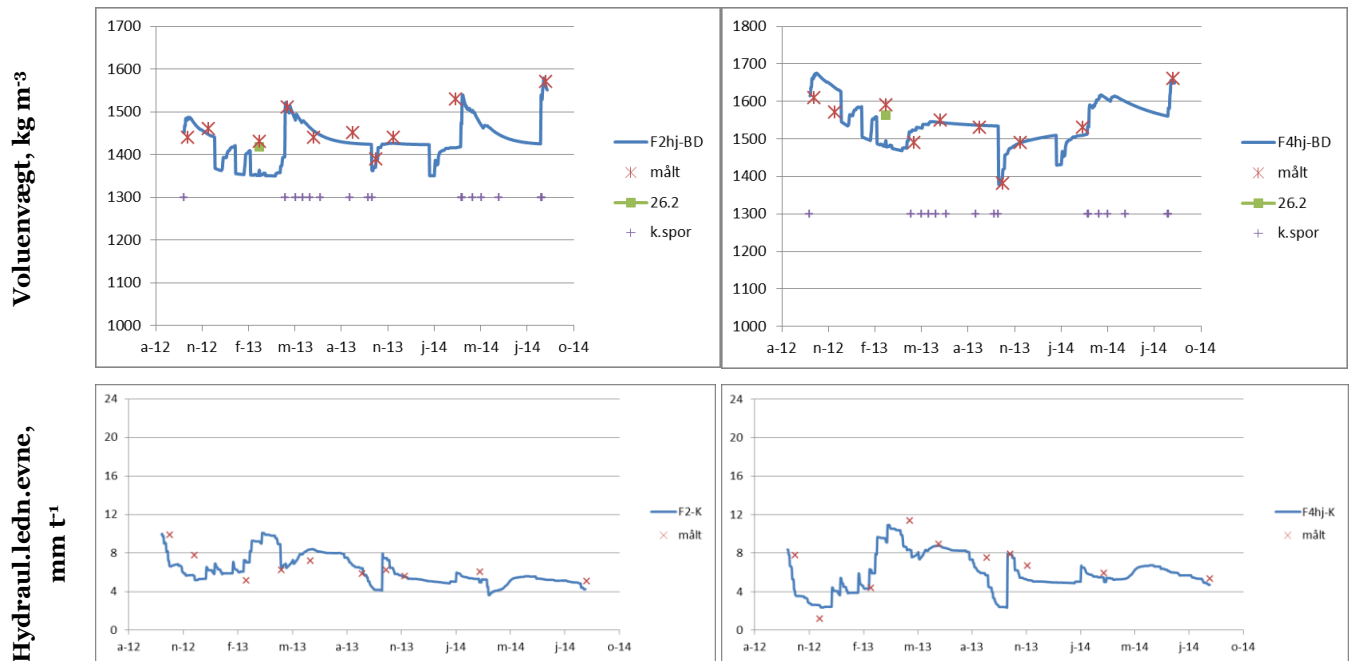
Parameter	F1	F2	F3	F4
$\rho_{\text{tet, 1. år}}$	1087	1350	1077	1167
$\rho_{\text{tet, 2. år}}$	1087	1350	1209	1266
$\Delta\rho_{\text{mx}}$	87,4	74,8	80	80
$\Delta\rho_{\text{c, 1 år beregnet}}$	176	-68	282	199
$\Delta\rho_{\text{c, 2 år beregnet}}$	176	-68	149	92

Figur 3-2 viser udviklingen i den gennemsnitlige hydrauliske ledningsevne over tid i de fire forsøgsled. Både effekter af jordbearbejdning, frost og rodudvikling synes at være rimeligt velbeskrevet i de givne ligninger. I alle simuleringerne er  $\Delta K_{\text{frost}}$  sat til  $1,2 \text{ mm t}^{-1}$ ,  $Rod_f$  er sat til 0,12 og  $CF_{\text{adjust}}$  til 0,6. I de pløjede led (F3 og F4) er  $E_{\text{frac}}$  sat til 0,4, mens værdien er sat til 0,23 i de to ikke-pløjede led (F1 og F2). Det sidste forventes at være en "artefakt", der skyldes, at der i beregningerne ikke er taget hensyn til en betydelig mængde planterester og ukrudt på overfladen i F2 og en betydelig mængde ukrudt i første år i F1 (Afsnit 2.2.6). For F1 forbedres beregningerne af ledningsevnen i år 2, hvor der ikke er væsentligt ukrudt ved at sætte  $E_{\text{frac}}$  til 0,4 som i forsøgsled F3 og F4.

Den tidlige udvikling i volumenvægt og hydraulisk ledningsevne er også estimeret for køresporene i forsøgsleddene F2 og F4. Resultaterne er vist i Figur 3-3. De beskrevne algoritmer synes at simulere måledata rimelig godt. Såvel målinger som modelberegninger viser, at de højeste værdier for volumenvægt og laveste værdier for hydraulisk ledningsevne optræder i hjulsporene i det pløjede forsøgsled F4.



FIGUR 3-2 HYDRAULISK LEDNINGSEVNE (MM T<sup>-1</sup>) MÅLT (KRYDSE; GENNEMSNITSVÆRDIER) OG BEREGNET (KURVER) FOR FORSØGSLEDDENE F1, F2, F3 OG F4 (UDEN FOR KØRESPOR)



FIGUR 3-3 BEREGNET OG MÅLT VOLUMENVÆGT OG HYDRAULISK LEDNINGSEVNE FOR KØRESPOR PÅ F2 (VENSTRE SIDE) OG FOR F4 (HØJRE SIDE). TIDSPUNKTERNE FOR FÆRDSEL PÅ MARKEN ER MARKERET MED SMÅ KRYDSE I VOLUMENVÆGT-FIGURERNE. FOR F2 ER DEN BEREGNEDE VÆRDI VED FØRSTE OVERKØRSEL I 2013 FORØGET MED EFFEKTEN AF FROST. DA DAISY-SIMULERINGERNE OPHØRTE FØR HØSTDATOEN (SIDSTE OVERKØRSEL), ER DER ANTAGET EN HØJ JORDFUGTIGHED I HENHOLD TIL OBSERVEREDE NEDBØRSDATA.

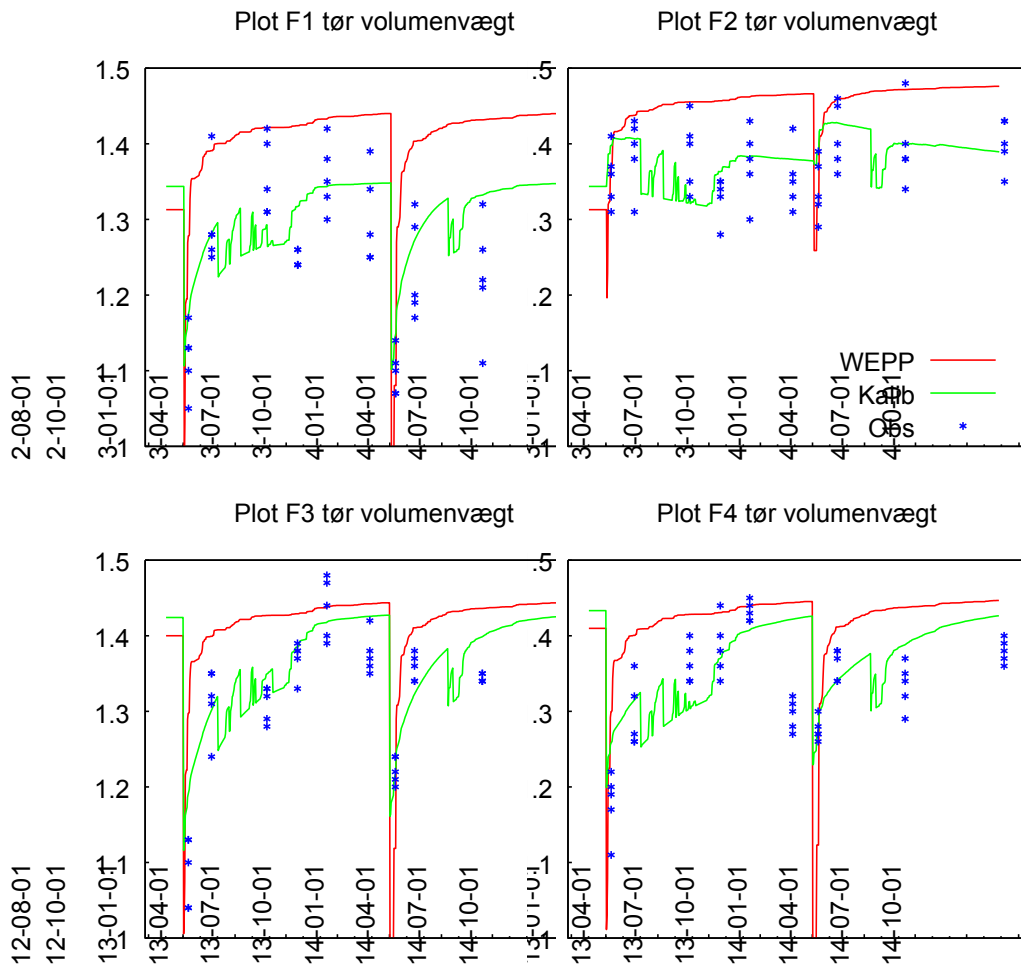
Der er også foretaget en afprøvning af modelkonceptet i forhold til tidligere publicerede måledata (volumenvægt og hydraulisk ledningsevne) fra arealet (Daraghme et al., 2008). Denne afprøvning har ikke afsløret væsentlige svagheder ved modellen.

## **3.2 Implementering samt test af modellen i Daisy**

### **3.2.1 Volumenvægt, dynamisk beskrivelse for Tåstrup-lokaliteten**

Simulering af overfladelagets volumenvægt og dermed porøsitetforhold gennemføres som beskrevet i Appendix B, dvs. med udgangspunkt i WEPP-modellen og suppleret med effekter af frysning. Frostmodulet i Daisy (Hansen et al., 1990) har tidligere været numerisk ustabil, og har derfor ikke været aktiveret som standard. I forbindelse med nærværende projekt er frostmodulet blevet stabiliseret og afprøvet, og det er nu med i Daisy som standard. Udover at medtage effekter af frost har vi kalibreret WEPP parametrene, ligeledes som beskrevet i Appendix B.

I Figur 3-4 ses målt volumenvægt sammenholdt med hhv. et rent WEPP- baseret estimat og et estimat med inddragelse af frost samt kalibrerede WEPP-parametre. De ukalibrerede WEPP-relationer uden frosteffekter ser ud til moderat at overvurdere volumenvægten, men fanger dynamikken i alle led undtagen F2, hvor det ud fra observationerne er svært at argumentere for, at der ovehovedet er en dynamik. Med frost og kalibrerede parametre når vi det rigtige niveau, og dynamikken beskrives endnu bedre.



FIGUR 3-4. VOLUMENVÆGT I DE FIRE FORSØGSLED I TÅSTRUP (F1-F4). MÅLEVÆRDIER (ENKELTOBSERVATIONER) ER SAMMENHOLDT MED SIMULEREDE GENNEMSNITSVÆRDIER FRA DE UKALIBREDE OG DE MODIFICEREDE WEPP- RELATIONER (HHV, WEPP OG KALIB).

### 3.2.2 Hydraulisk ledningsevne, dynamisk beskrivelse for Tåstrup-lokaliteten

Både retentionskurven og en kurve for den hydrauliske ledningsevne indgår i opsætningen af Daisys jordmodul. WEPP inkluderer funktioner til at estimere enkelte punkter på disse to kurver, men Daisy har brug for at kende de fuldstændige kurveforløb. Vi har derfor som udgangspunkt valgt at basere de to kurver på pedotransfer-funktionen Hypres (Wösten et al., 1998 og 1999), som allerede indgår i Daisy. Hypres estimerer begge kurver baseret på tekstur, organisk stofindhold, samt volumenvægt, og da sidstnævnte nu er dynamisk, vil kurverne ligeledes blive dynamiske.

I projektet er der foretaget en række målinger af infiltrabilitet (tilnærmelsesvis hydraulisk ledningsevne) ved henholdsvis 15, 30, 60, og 120 mm undertryk. I Figur 3-5 og Figur 3-6 er disse observationer sammenholdt med Hypres-estimer af den hydrauliske ledningsevne ved tilsvarende undertryk. Der er betydelig variation i måleresultaterne, som imidlertid generelt fordeler sig hen over de simulerede værdier. Dog har det ved de lave tryk i flere tilfælde ikke været muligt at måle nogen sikker infiltrabilitet i løbet af måleperioden på 20 min (ved undertryk på 120 mm i op mod

halvdelen af tilfældene, jf. Tabel 2-5). Dette fortolkes som at dele af marken har haft en særligt lav hydraulisk ledningsevne, en heterogenitet som Hypres i sin natur ikke er i stand til at prædicere.

### **3.2.3 Volumenvægt, dynamisk beskrivelse for Karlslunde og Sorø**

Observerede værdier af volumenvægt ved Karlslunde og Sorø er vist i Figur 3-7 sammen med rene og modificerede WEPP estimater. Vi har i mangel af måletidspunkter brugt kalibreringen for led F1 i Tåstrup til Karlslunde og for led F2 i Taastrup til Sorø. WEPP-relationerne giver (som i Taastrup) en beskeden overestimering af volumenvægten, og de modificerede WEPP-relationer er (modsat i Taastrup) ikke markant bedre end den rene WEPP-udgave. Baseret især på de tre første målepunkter ser det imidlertid ud til, at en statisk beskrivelse af volumenvægten uden brug af WEPP vil være tilfredsstillende.

Vores vurdering er at WEPP, som er baseret på et omfattende datagrundlag fra USA, giver en god beskrivelse af, hvordan jorden reagerer dynamisk på dyrkningsformerne i de fire led fra Tåstrup, og at den derfor kan tilpasses med mindre modifikationer til disse forhold, mens dyrkningsformerne i Karlslunde og Sorø ligger for langt fra, hvad WEPP-relationerne er udviklet til. Vi mener ikke at datagrundlaget er tilstrækkeligt til at vi kan tilpasse WEPP til disse dyrkningsformer. Specielt kan vi se nogle effekter af efterafgrøder og højere grad af jorddækning, der ikke kan parameteriseres ud fra Taastrup-forsøgene.

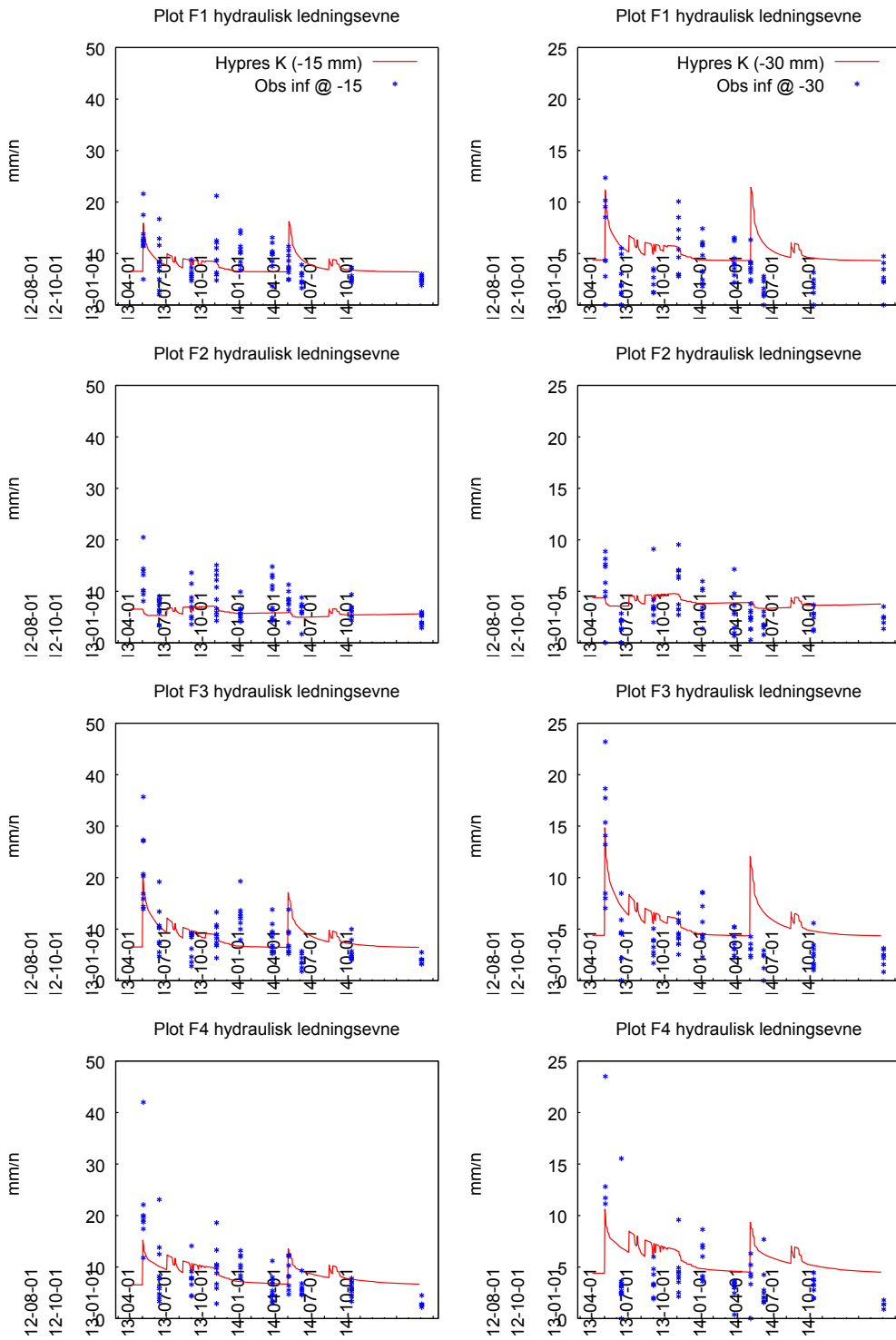
I stedet vil vi tage udgangspunkt i en hypotese om at jorden med reduceret jordbearbejdning som praktiseret i Karlslunde og i Sorø generelt er godt beskyttet mod konsolidering og derfor med god tilnærmelse kan beskrives med en statisk model. I scenarieanalysen (Afsnit 4) bør en sådan statisk beskrivelse for praksisnær, reduceret jordbearbejdning sammenstilles med en dynamisk beskrivelse gældende for konventionel jordbearbejdning, idet erfaringerne fra Taastrup jo tyder på, at der er gevinster forbundet med den dynamiske modelbeskrivelse.

### **3.2.4 Hydraulisk ledningsevne, statisk beskrivelse for Karlslunde og Sorø**

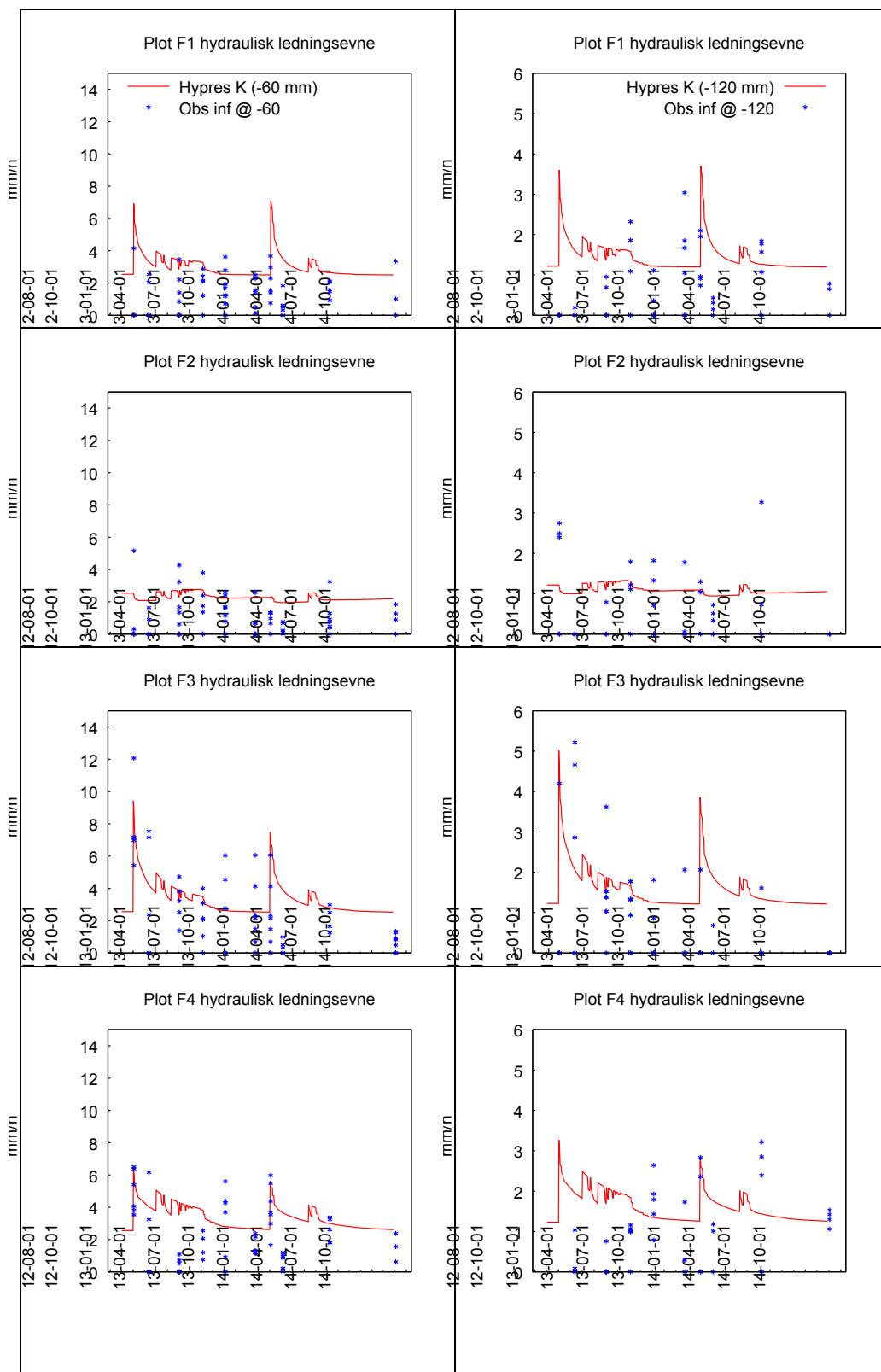
Ved opsætningen af en statisk jordfysisk model for de praksisnære reducerede bearbejdningsformer tages der udgangspunkt i infiltrabilitetsmålingerne foretaget i felten i Karlslunde og Sorø. Derudover inddrages vandretentionsmålingerne fra laboratoriet udført på naturligt lejrede jordprøver fra de to lokaliteter. På det grundlag er det først blevet undersøgt, om det er meningsfuldt at optimere på Hypres's bud på de konstanter, der indgår ved beregning af hhv. vandretention ( $\Theta_{\text{sat}}$ ,  $n$ ,  $m$  og  $\alpha$ ) og hydraulisk ledningsevne ( $\Theta_{\text{sat}}$ ,  $n$ ,  $m$ ,  $\alpha$ ,  $K_{\text{sat}}$  og  $l$ ).

Da retentionsmålingerne blev foretaget på prøver udtaget i marts 2014 er resten af analysen baseret på data fra samme periode. I Figur 3-8 sammenholdes de målte retentionsværdier for markerne K3 og S8 med de af Hypres beregnede retentionskurver for hhv. mark N1, N2 og K3 i Karlslunde og med S8 og S9 i Sorø for begge dybder (0-3 samt 15-20 cm). På baggrund heraf blev det vurderet, at de med Hypres bestemte retentionskurver giver en tilfredsstillende repræsentation af observationerne, ikke mindst når der fokuseres på de marker, hvorfra prøverne til retentionsbestemmelse blev udtaget (K3 og S8). Derfor blev det besluttet ikke at optimere på de parametre, der indgår i retentionsudtrykket.

Hypres overestimerede hydrauliske ledningsevner ved nærmættede forhold, hvilket ses når estimaterne blev holdt op mod infiltrabilitetsmålinger ved, 15, 30, 60 og 120 mm undertryk (eksempler for K3 og S8 fra marts 2014 ses i Figur 3-9). Derfor er der optimeret på  $K_{\text{sat}}$  og  $\lambda$ . Resultater af denne optimering til brug ved udledning af statiske værdier for hydrauliske ledningsevner er vist i Figur 3-9 og Tabel 3-2.  $R^2$  er bedre, men ledningsevnen på den optimerede kurve falder meget hurtigere end hvad Hypres prædicerer, hvilket især har betydning på tørrere jorde, dvs. uden for det interval, hvor der er målt infiltrabilitet.

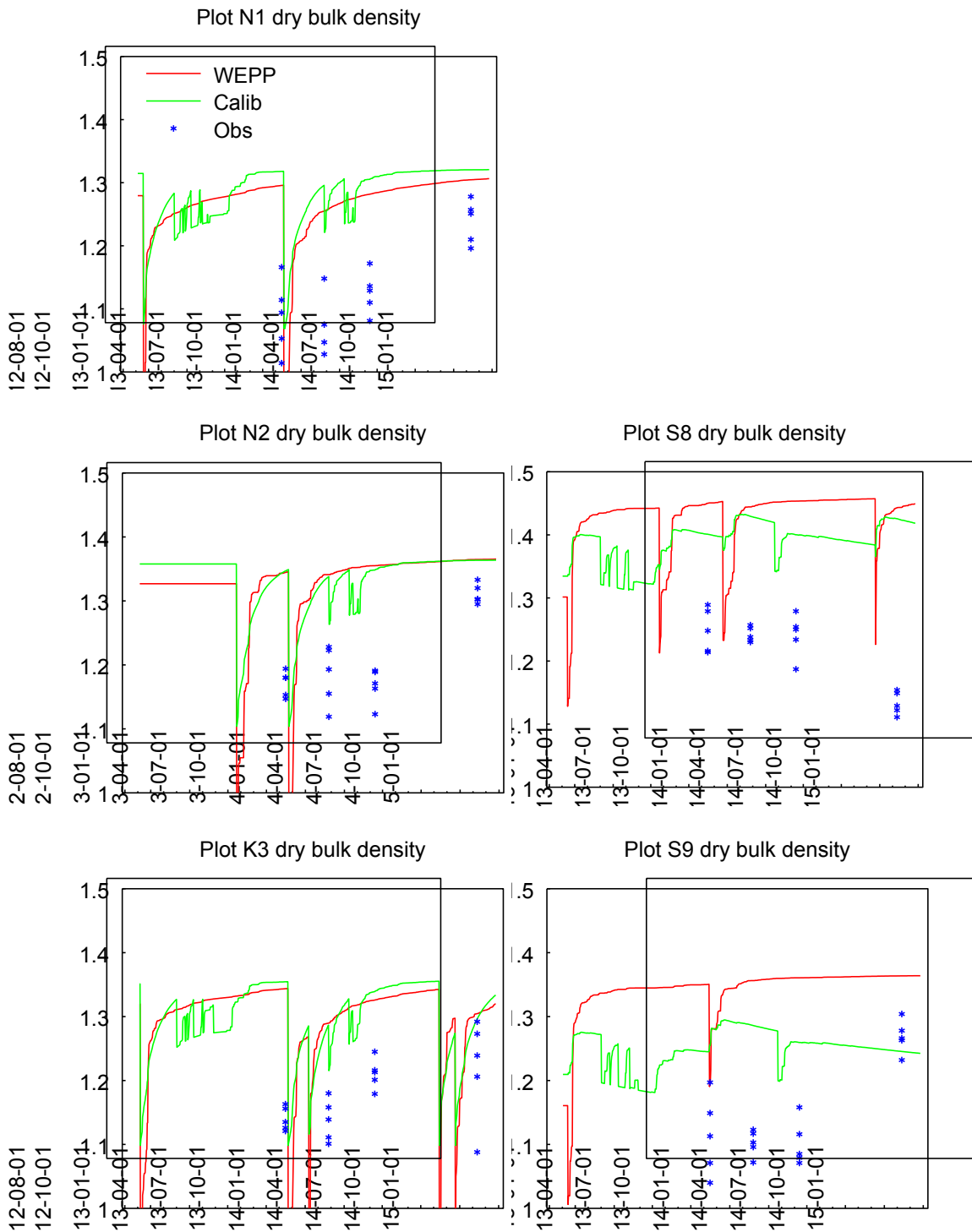


FIGUR 3-5. MÅLT INFILTRABILITET OG MODELERET HYDRAULISK LEDNINGSEVNE I DE FIRE FORSØGSLED I TÅSTRUP (F1-F4) VED HENHOLDSVIS 15 OG 30 MM UNDERTRYK. NOTE: Y AKSERNE HAR IKKE SAMME SKALA

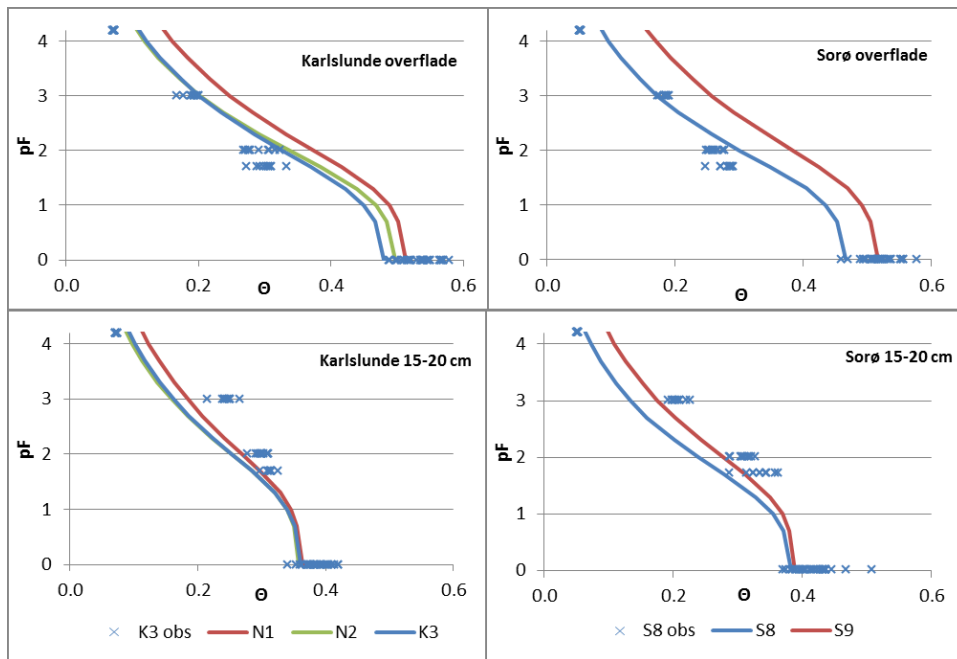


FIGUR 3-6. MÅLT INFILTRABILITET OG MODELERET HYDRAULISK LEDNINGSEVNE I DE FIRE FORSØGSLED ITÅSTRUP (F1-F4) VED HENHOLDSVIS 60 OG 120 MILLIMETERS UNDERTRYK. NOTE: Y AKSERNE HAR IKKE SAMME SKALA

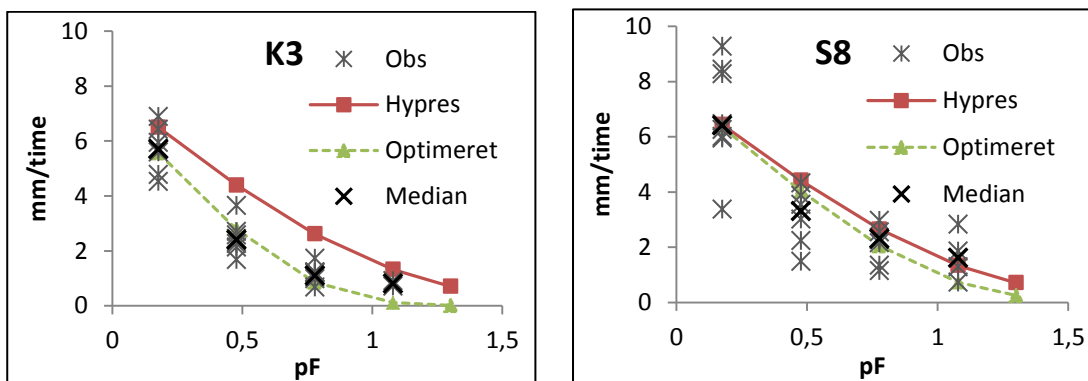




FIGUR 3-7. VOLUMENVÆGT (DRY BULK DENSITY) I KARLSLUNDE (VENSTRE SIDE) OG SORØ (HØJRE SIDE). MÅLEVÆRDIER (OBS) SAMMENHOLDT MED BEREKNINGER GJENNEMFØRT MED DEN UKALIBREDE OG DEN MODIFICERDE WEPP MODEL (HHV, WEPP OG CALIB)



FIGUR 3-8. SAMMENSTILLING AF MÅLT VANDRETENTION I MARKERNE K3 OG S8 FRA HHV. KARLSLUNDE OG SORØ MED HYPRES' BUD PÅ VANDRETENTION I DE FEM UNDERSØGTE MARKER MED REDUCERET JORDBEARBEJDNING. DATA FOR 0-3 CM DYBDE (OVERFLADE) OG 15-20 CM DYBDE



FIGUR 3-9. TO EKSEMPLER HVOR MÅLT INFILTRABILITET I VED FØRSKELLIGE PF-VÆRDIER OG MÅLINGERNES MEDIANVÆRDI ER SAMMENHOLDT MED HYPRES'S BUD PÅ HYDRAULISK LEDNINGSEVNE. ENDVIDERE ER ANGIVET DE OPTIMEREDE STATISTISKE LEDNINGSEVNEFUNKTIONER (STIPLEDE KURVER), SOM VIL BLIVE BENYTTET I SCENARIEBEREGNINGERNE

TABEL 3-2. PARAMETRE FOR BESKRIVELSE AF HYDRAULISK LEDNINGSEVNE MED REDUCERET JORDBEARBEJDNING I KARLSLUNDE OG SORØ (THETA<sub>SAT</sub>, ALPHA, N, M, K<sub>SAT</sub> OG L; KURSIVERET). K<sub>SAT</sub> OG L ER OPTIMERET I FHT. DE RENE HYPRES BEREGNINGER (VIST MED IKKE-KURSIVERET TYPOGRAFI). R<sup>2</sup> ANGIVER, HVOR GODT SIMULERINGSRESULTATERNE STEMME OVERENS MED MÅLINGERNE (MINDSTE KVADRATERS METODE). KURSIVEREDE VÆRDIER FOR S8 OG K<sub>3</sub> BENYTTES TIL BEREGNING AF STATISKE VÆRDIER FOR HYDRAULISK LEDNINGSEVNE I SCENARIER MED REDUCERET JORDBEARBEJDNING.

Mark	Theta_sat	alpha [cm <sup>-1</sup> ]	n	m	Ksat [cm time <sup>-1</sup> ]	l	R <sup>2</sup>
N1 (Hypres)	0.51	0.0416	1.19	0.16	3.40	-2.70	0.58
N1 optimeret					4.49	3.26	0.74
N2 (Hypres)	0.49	0.0421	1.22	0.18	2.93	-2.24	-0.24
N2 optimeret					2.94	51.45	0.81
K3 (Hypres)	0.50	0.0422	1.21	0.17	3.24	-2.46	0.39
K3 optimeret					3.53	37.18	0.90
S8 (Hypres)	0.48	0.0411	1.24	0.19	2.64	-1.88	0.66
S8 optimeret					2.76	7.75	0.69
S9 (Hypres)	0.50	0.0420	1.18	0.15	1.83	-2.28	-0.45
S9 optimeret					5.50	14.64	0.79

### 3.3 Simulering af transporten af vand, jordpartikler og pesticider til markdræn

Transporten af vand og jordpartikler samt af pesticiderne Ioxynil og Pendimethalin til dræn simuleres på grundlag af målingsbaserede hydrauliske egenskaber, og der gennemføres sammenligninger med målt transport til dræn på arealet. I den forbindelse undersøges fire forskellige fremgangsmåder, hvorpå man kan nå til de målingsbaserede hydrauliske egenskaber. Formålet er dels at vurdere i hvor høj grad simuleringresultaterne er realistiske med de forskellige fremgangsmåder, dels at vurdere hvad der vindes ved at simulere udvaskningen på basis af tidsafhængige hydrauliske egenskaber (dvs. med modificerede WEPP-relationer) frem for som det hidtil har været praksis med statiske hydrauliske egenskaber.

#### 3.3.1 Modelopsætning

Modelopsætningen tager udgangspunkt i simuleringer for forsøgsarealet foretaget i et tidligere projekt: Flerdimensional modellering af vandstrømning og stoftransport i de øverste 1-2m af jorden i systemer med markdræn (Hansen et al., 2012). Her blev simuleringerne imidlertid kun foretaget for én slags jordbearbejdning, nemlig konventionel jordbearbejdning med pløjning (repræsenteret ved forsøgsled F4). I nærværende projekt opdateres modelopsætningen baseret på ny viden om jorden og effekter af jordbearbejdning, så simuleringen kan gennemføres for alle fire undersøgte former for jordbearbejdning (F1-F4).

Der er siden 1998 gennemført flere forsøg med de aktuelle former for jordbearbejdning på forsøgsarealet (fx Petersen et al., 2001; Petersen et al. 2003; Petersen et al., 2004; Daraghmeh et al., 2008; Daraghmeh et al., 2009), og resultater herfra indgår som støtte ved modelopsætningen såvel som ved modeltests. Testning af modellen gennemføres dog især gennem sammenligninger med observeret transport til markdræne for årene 1998-2002 rapporteret i Petersen et al. (2004). Endvidere er der i nærværende projekt foretaget en række målinger, som kan forbedre grundlaget for opsætningen. Den tidligere benyttede modelopsætning for F4 findes beskrevet i bilag A i Hansen et al. (2012).

Som i det tidligere projekt anvendes oplysninger om tekstur og volumenvægt hentet fra Petersen et al. (2004), anisotropimålinger fra Petersen et al. (2008) og bioporetællinger fra Nielsen et al. (2010). Bioporetællingerne suppleres med ældre målinger af effekter af jordbearbejdning på makroporekontinuitet (Petersen et al., 2001) og af en række nye målinger af makroporekontinuitet

ved dræn ved forskellig jordbearbejdning gennemført med røgteknik (se Afsnit 2.2.5). Endvidere er parametriseringen af hydrauliske egenskaber i furebunden forsøgsvis blevet understøttet af de gennemførte permeabilitetsmålinger.

### 3.3.1.1 Vejrdata

Vejrdatasættet for perioden 1997-2008 er identisk med det, der er brugt af Hansen et al. (2012). Dataene udgøres af målte timeværdier for nedbør, lufttemperatur, damptryk, globalindstråling, diffus stråling og vindhastighed fra klimastationen på Højbakkegård. Disse data er suppleret med lokale timeværdier for globalstråling, lufttemperatur og nedbør dækkende den aktuelle forsøgsperiode (2012-2014).

### 3.3.1.2 Tekstur, humus og volumenvægt

Det er tidligere dokumenteret (Petersen et al., 2004), at tekturen er meget ensartet i de 4 forsøgsled med forskellig jordbearbejdning, i hvert fald i de øverste 40 cm af profilen, hvor jordbearbejdningen i særlig grad påvirker de hydrauliske egenskaber. I modelopsætningen er indholdet af ler, silt og sand derfor ens i alle forsøgsled (Tabel 3-3). Disse data er identiske med dem der er brugt af Hansen et al. (2012). Overjordens indhold af humus er baseret på nye målinger (Tabel 3-4), idet indholdet har vist sig at afhænge af den jordbearbejdning, der er foretaget på arealet siden 1997. Disse data fra overjorden supplerer humusindhold fra underjorden taget fra Hansen et al. (2012).

I forbindelse med hver serie af infiltrationsmålinger foretaget i nærværende projekt blev der bestemt volumenvægt i overfladelaget  $A_{p,0}$  (de øverste 3 cm). Disse målinger anvendes direkte i én af modelopsætningerne til beregning af statiske hydrauliske egenskaber med pedotransfermodellen Hypres (se Tabel 3-4). For F3 og F4 anvendes individuelle gennemsnitsværdier af volumenvægten, mens hydrauliske egenskaber for F1 og F2 baseres på gennemsnitsværdien målt ved disse to behandlinger. At det samlede gennemsnit for volumenvægten benyttes for F1 og F2 skyldes, at der tidligere blev byttet om på forsøgsbehandlingerne således at F1 blev harvet 1997, 1998 og 1999 mens den blev tilsæt direkte i 2000 og 2001. På F2 såede man omvendt direkte de første år, mens man gik over til at harve fra år 2000. Der blev endvidere foretaget bestemmelser af volumenvægte i furebunden. Gennemsnit af disse bestemmelser er benyttet i  $B_p$  laget (25-33 cm), mens volumenvægtsværdier fra Petersen et al. (2004) benyttes i  $A_p$ ,  $B_t$  og C horisonterne. For furebunden ( $B_p$ ) er der som i Hansen et al. (2012) benyttet et anisotropi-forhold på 12 (forhold mellem mættet hydraulisk ledningsevne i horisontal og vertikal retning).

**TABEL 3-3. TEKSTURDATA FOR JORDHORIZONTER SAMT DRÆNGRØFT ANVENDT I MODELLERINGEN (ENS FOR ALLE FORSØGSLED).  $A_p$ -HORIZONTEN KAN UNDEROPDELES AFHÆNGIGT AF BEARBEJDNINGSDYBDEN, MEN DETTE PÅVIRKER IKKE TEKSTUREN**

Horisonter	Dybde	Ler, <2 $\mu$ m	Silt, 2-50 $\mu$ m	Sand, 50-2000 $\mu$ m
$A_p$	0-25	0,107	0,222	0,671
B	25-33	0,148	0,214	0,638
$B_t$	33-120	0,222	0,195	0,583
C	120-200	0,207	0,235	0,558
Drængrøft <sup>*)</sup>	30-120	0,213	0,190	0,583

<sup>\*)</sup> Bredde: 25 cm ud af 800 cm (svarende til halv drænafstand)

**TABEL 3-4. INDHOLD AF HUMUS OG VOLUMENVÆGTET BENYTTET I MODELOPSÆTNINGEN FOR HVERT AF DE FIRE FORSØGSLED PÅ RØRRENDEGAARD**

Hori- sont	F1		F2		F3		F4	
	Humus g/g	Vol.vægt g/cm <sup>3</sup>	Humus g/g	Vol.vægt g/cm <sup>3</sup>	Humus g/g	Vol.vægt g/cm <sup>3</sup>	Humus g/g	Vol.vægt g/cm <sup>3</sup>
A <sub>p_o</sub>	0,034	1,32	0,034	1,32	0,025	1,32	0,024	1,33
A <sub>p</sub>	0,022	1,59	0,021	1,55	0,025	1,42	0,024	1,45
B	0,016	1,74	0,016	1,76	0,016	1,75	0,016	1,78
B <sub>t</sub>	0,016	1,66	0,016	1,66	0,016	1,66	0,016	1,66
C	0,010	1,69	0,010	1,69	0,010	1,69	0,010	1,69

1) I DRÆNGRØFTEN (30-120 CM DYBDE) SÆTTES HUMUSINDHOLDET TIL 0,014 OG VOL.VÆGTEN TIL 1,65 G/CM<sup>3</sup>  
 2) VED DYNAMISK SIMULERING AF PORØSITETSFORHOLD OG HYDRAULISKE EGENSKABER VIL OVERJORDENS VOLUMENVÆGT BLIVE BEREGNET AF DAISY.

### 3.3.1.3 Bioporer

Antallet af bioporer og især kontinuiteten af disse afhænger af jordbearbejdningen, og alene af den grund er modelopsætningen anvendt af Hansen et al. (2012) ændret på en række punkter. Desuden er Hansen et al.'s parametrisering af F4 justeret på grundlag af ny viden. Baggrunden for ændringerne er forsøg med alle 4 former for jordbearbejdning rapporteret af Petersen et al. (2001) og Petersen et al. (2013) foruden erfaringer gjort i nærværende projekt.

Som gennemsnit af alle hidtidige målinger har "kraftigt" røggivende bioporer udgjort ca. 15 % af alle røggivende bioporer. I nærværende projekt var der i gennemsnit 7,5 røggivende bioporer per meter langs dræne i de upløjede forsøgsled (F1 og F2), mens der i gennemsnit var 2,9 røggivende bioporer per m i de pløjede led (F3 og F4), se Afsnit 2.2.5. Forholdet mellem makroporekontinuiteter ved de forskellige behandlinger følger nogenlunde mønsteret fra ældre resultater fra forsøgsarealet opnået i farvningsforsøg (Petersen et al., 2001). Der er ved permeabilitetsmålingerne fundet en større hyppighed af store gennemgående makroporer i små prøver udtaget i furebunden i forsøgsledet F2 end i de øvrige forsøgsled (se Afsnit 2.2.5), men dette afspejler sig ikke i tilsvarende sikker forøget hyppighed af gennemgående makroporer i profilen som helhed angivet ved antallet af røggivende makroporer (Figur 2-18). Uanset bearbejdningsmåde findes de røggivende bioporer stort set udelukkende i et bælte på 1,0 meter direkte over drænet.

Ovennævnte målinger og observationer har ført til at vi har parametriseret bioporerne som vist i Tabel 3-5. Parametriseringen afspejler, at vi har set de største og mest sikre forskelle i effekterne af jordbearbejdning imellem pløjede og ikke-pløjede forsøgsled. Det ses, at tætheden af store, gennemgående bioporer er større i F1 og F2 end i F3 og F4. Til gengæld er der i F3 og F4 (som i parametriseringen gennemført af Hansen et al. (2012) og i overensstemmelse med permeabilitetsmålingerne) bioporer, der starter ved furebunden i 30 cm dybde. Disse er udeladt i F1 og F2 på grundlag af erfaringer fra tidligere forsøg med farvesporstof og permeabilitetsmålinger fra nærværende projekt. Ved drængrøften forbindes jordoverfladen direkte med drænet via et relativt lille antal porer svarende til tællinger fra røgforsøgene. Ca. 15 % af de drænforbundne makroporer er "store" (6 mm i diameter), mens de resterende er "små" (3 mm i diameter). Grænserne 3 og 6 mm svarer til diameteren hos de "referencemakroporer", der indgik i undersøgelserne (Petersen et al., 2012). Der er ikke gennemført nye målinger af makroporer, som starter i jordoverfladen og ender halvejs nede i profilen, hvorfor vi i alle led har bibeholdt parametriseringen fra Hansen et al. (2012).

**TABEL 3-5. PARAMETRISERING AF TÆTHEDEN (ANTAL PER M<sup>2</sup>) AF FORSKELLIGE KLASSER AF VERTIKALT ORIENTERED E BIOPORER VED PLØJEFRI JORDBEARBEJDNING (F1 OG F2) SAMT I FORSØGSLED, HVOR DER PLØJES (F3 OG F4). BIOPORERNE FINDES MED SAMME TÆTHED MELLEM OG VED DRÆNENE**

Forsøgsled	Porediameter, mm	2	4	4	4	3*	6*
	Dybder, hvor porerne hhv. begynder og ender, cm	0-25	0-120	0-60	30-120	0-100	0-100
F1 og F2	Antal per m <sup>2</sup>	100	45	23	0	6	1
F3 og F4		100	23	23	7	2,5	0,5

\*) Disse bioporeklasser er forbundet med dræne indend for et bælte på 1,0 m over dræne

### 3.3.1.4 Driftsmæssige forhold

Vi har overordnet set benyttet de tidligere opsætninger for "management", som findes beskrevet i "tillage.dai"-filen i Hansen et al. (2012), men der er foretaget en specifikation af de fire former for jordbearbejdning (F1-F4). Ved forsøg på arealet i perioden 1998/99-2001/02 lå behandlingerne F1 og F2 ikke fast (jf. Petersen et al., 2004). Det har ført til følgende specifikation af jordbearbejdningen:

F1 i årene 1998/99 og 1999/00 samt efter 2001/02; F2 i årene 2000/01 og 2001/02: "Stubble\_cultivation mix and penetration" som indebærer, at jorden blandes (homogeniseres) ved harvning (stubbekultivering) til ca. 6 cm dybde. Homogeniseringen indebærer bl.a., at jordtemperatur, nitrogen- og vandindhold overalt inden for de øverste 6 cm erstattes af gennemsnitsværdier. Samtidig inkorporeres 60 % af det organiske materiale fra overfladen i det bearbejdede lag.

F2 i årene 1998/99 og 1999/00 samt efter 2001/02; F1 i årene 2000/01 og 2001/02: Ingen jordbearbejdning. Den minimale bearbejdning i forbindelse med såningen med skiveskærmaskine negligeres således at der ikke forekommer blanding af det øverste jordlag.

F3 og F4: I disse pløjede led er pløjedybden øget fra 18 cm anført i Hansen et al. (2012) til 25 cm, hvilket er i bedre overensstemmelse med den reelle pløjedybde. Her benyttes jordbearbejdningen "plowing swap", hvor der sker ombytning af de to lag, der går henholdsvis fra overfladen til 12.5 cm dybde og fra 12.5 cm til 25 cm dybde, samt en homogenisering inden for hvert af de 2 lag. I F3 benyttes ved sekundær bearbejdning en rotorharve ("rotavation mix"; 5 cm dybde) som indebærer jordblanding til 5 cm dybde. Her sker der ikke en inkorporering af organisk materiale som i F1, da dette allerede er inkorporeret ved pløjningen. I F4 benyttes jordbearbejdningen "seed\_bed\_preparation mix" (harvning i 6 cm dybde), hvor jorden blandes til 6 cm dybde. Alle forsøgsled tilsås og høstes som angivet i Tabel 3-6. Ved høst efterlades en stubhøjde på 8 cm, mens al halmen fjernes.

**TABEL 3-6. DATOER FOR JORDBEARBEJDNING, SÅNING OG HØST. I F2 ER DER KUN SÅET OG HØSTET, I F1 ER DER HARVET, SÅET OG HØSTET, MENS DER I F3 OG F4 BÅDE ER PLØJET, HARVET, SÅET OG HØSTET**

År	1997	1998	1999	2000	2001
Høst		20-08	20-08	20-08	20-08
Pløjning		15-09	15-09	15-09	15-09
Harvning, såning	23-09	23-09	27-09	5-10	23-09

I Tabel 3-7 er angivet datoer og mængder for udbringning af pesticiderne Pendimethalin og Ioxynil samt vigtige parameterværdier for disse stoffer. Parameterværdierne er de samme som anvendt af Hansen et al. (2012). Der er målt pesticidudvaskning til dræn i forsøgsleddene F3 og F4 (Petersen et al, 2003). Resultater for Pendimethalin haves for 2 drænsæsoner, hhv. 1999/2000 og 2000/2001, mens udvaskningsdata for Ioxynil kun foreligger for sæsonen 2000/2001.

**TABEL 3-7. TILFØRSEL AF PENDIMETHALIN OG IOXYNIL I F3 OG F4 SAMT PARAMETERVÆRDIER, DER KARAKTERISERER HVORDAN DISSE PESTICIDER OPFØRER SIG I JORDEN (HHV. HALVERINGSTID  $DT_{50}$  OG ADSORPTIONSKOEFFICIENT  $K_{oc}$ )**

Dato	Pesticid	Mængde g/ha	$DT_{50}$ [d]	$K_{oc}$ [ml/g]
16-11-1999	Pendimethalin	2000	90	15744
10-11-2000	Pendimethalin	2000		
		Ioxynil	200	5

### 3.3.1.5 Grundvand og drænvand

Som angivet i Hansen et al. (2012) ud fra analyser af grundvandstanden var det ikke hele forsøgsarealet, der bidrog til den drænafstrømning, der blev målt gennem årene 1998-2002 (Petersen et al., 2004). Beregningsmæssigt blev forsøgsled F4 derfor i sin tid delt op i to delarealer eller ”kolonner”, en med fri dræning og en med en aquitard som bund, der muliggør dannelsen af sekundært grundvand. Aquitarden er 2 meter tyk og starter i 2 m dybde. Gennem fitning er aquitardens mættede hydrauliske ledningsevne blevet sat til 0,5 mm/time, og vandtrykket i aquiferen over aquitarden vil dermed udgøre modelsystemets nedre rand.

Aquifertrykket er fastlagt ved piezometermålinger gennemført i alle forsøgsled gennem 3 år (1998-2001). Målingerne er suppleret af EM-38 kort over arealet, der angiver undergrundens teksturelle beskaffenhed. Ud fra målingerne blev det for F4 estimeret, at 2/3 af arealet dræner frit, mens 1/3 af arealet har en Aquitard (Hansen et al., 2012).

Alle fire drænsæsoner med gamle jordbearbejdningsforsøg (dvs. også sæsonen 2001-2002) ønskes modelleret for alle fire behandlinger. Trykranden for F4 i sæsonen 2001-2002 (hvor der ikke foreligger piezometermålinger) blev fastlagt gennem kalibrering, hvor den modellerede drænafstrømning blev holdt op mod den målte. I Hansen et al. (2012) blev fordelingen mellem afstrømning til grundvand og til dræn alene foretaget for F4. I nærværende projekt er det nødvendigt at vurdere, om denne fordeling også er relevant for de øvrige led. Af Petersen et al. (2004) kan man udlede, at der går ca. dobbelt så meget vand til dræn i F4 som i F2 og F3, og godt 3 gange så meget som i F1. Vi har derfor valgt at justere vægtningen af kolonner forskelligt i de forskellige forsøgsled. Aquitard-kolonnen udgør således en tredjedel af markarealet i F4, en sjettedel af arealet i F2 og F3 og en tiendedel i F1.

### 3.3.1.6 Hydrauliske egenskaber

I dette afsnit defineres fire forskellige modelopsætninger (parametriseringer) af hydrauliske egenskaber i forsøgsområdet horisonter (Tabel 3-8). Formålet er at skabe grundlag for at vurdere, hvor tæt man kan komme på at simulere realistiske (målte) værdier for drænafstrømning og udvaskning til dræn, når de hydrauliske egenskaber baseres på hhv. *i*) målte og/eller beregnede konstante værdier fastholdt hen over året og *ii*) værdier der varierer i henhold til den netop udviklede dynamiske simuleringsmodel. Hovedfokus lægges i første omgang på drænafstrømning og udvaskningsdynamik, snarere end på den samlede udvaskning til dræn, der jo kan tænkes at være stærkt påvirket af andre faktorer end de rent hydrauliske egenskaber.

Modelopsætningen givet i Hansen et. al. (2012) er delvist baseret på pedotransfer-funktionen Hypres, men der er også (som nævnt) foretaget kalibrering. Denne opsætning videreføres for alle jordlag undtagen pløjelagets 2 horisonter  $A_{p_0}$  og  $A_p$  (hhv. 0-3cm og 3-25 cm dybde). I den første opsætning (*Hypres*) erstattes de oprindelige parameterværdier for disse horisonter med værdier beregnet af Hypres ud fra nye målte volumenvægte og humusindhold. *Hypres* repræsenterer den "nemme" men måske usikre metode, hvor gennemsnit for ledningsevnen i et jordlag estimeres ud fra egenskaber, der normalt/ofte er tilgængelige (tekstur, organisk stof og volumenvægt). Endvidere benyttes den nye parametrisering af bioporerne i henhold til Tabel 3-5. I Afsnit 2.2.5 er præsenteret resultater af målinger af furebundens permeabilitet. Måttet hydraulisk ledningsevne baseret på disse værdier er i gennemsnit på niveau med eller måske en anelse højere end de værdier, der er forudsagt af Hypres. Dette sammenfald medfører, at der ikke som planlagt gennemføres særskilte opsætninger baseret på permeabilitetsmålinger i furebunden.

I den efterfølgende modelopsætning (*Median*) blev hydrauliske ledningsevner i overfladelaget baseret på medianværdier af alle infiltrabilitetsmålinger (10 måleserier) foretaget i de enkelte behandlinger ved 15 mm tension (fælles medianværdi for F1 og F2). Måleværdierne skaleres vha. Hypres, hvorved Daisy får den nødvendige information om hele ledningsevnefunktionen. Alle øvrige parameterværdier fra Hypres-opsætningen bibeholdes.

De gennemførte målinger af infiltrabilitet og (i mindre grad) volumenvægt udviste betydelig rumlig variation. Denne variation udtrykkes i særlig grad ved, at en del af målefladerne havde en infiltrationsevne, der (især ved de højere tensionsværdier) var så lav, at den ikke kunne måles (Tabel 2-5). Vi kender selvsagt ikke ledningsevnen i disse felter med meget lav infiltrationsevne, men det er rimeligt at antage, at den generelt er lavere, end hvad der er målt. Det er sandsynligt, at målefelter med særligt lav nærmåttet hydraulisk ledningsevne samtidig har relativt høj volumenvægt. Parametriseringen *Minimum* er medtaget for at undersøge, hvilken effekt sådanne felter kan have på vandtransport og udvaskning. Her er hydraulisk ledningsevne ved 15 mm tension baseret på halvdelen af laveste måleværdi, samtidig med at volumenvægten er øget til middelværdien af, hvad der er målt i hjulsporene.

De første tre parametriseringer danner grundlag for simuleringer baseret på "statiske" hydrauliske egenskaber. Parametriseringen *WEPP*, der udgør grundlaget for simuleringer baseret på "dynamiske" hydrauliske egenskaber, begrænser sig til for  $A_{p_0}$ -laget at specificere startværdier for måttet hydraulisk ledningsevne. Disse er fundet ved kalibrering i Daisy med de modificerede *WEPP*-relationer.

*WEPP* er blevet kalibreret på plads i Daisy-1D, hvor frostmodulet i alle tilfælde har virket tilfredsstillende. I 2D-versionen af Daisy har det i projektets slutfase vist sig, at nummerikken af endnu ukendte årsager er for ustabil til, at alle led kan simuleres med aktiveret frostmodul. For at omgå problemet er der i alle 2D-kørsler benyttet en ny simpel funktion i Daisy, der benævnes  $k_{frozen}$ . Denne bevirker, at den hydrauliske ledningsevne på et givet sted i jorden nedsættes til 5 % af den oprindelige værdi for ufrossen jord, hvis temperaturen kommer under 0 °C. Nævnte tiltag, der sikrer inddragelse af frosteffekter, er bl.a. sket under indtryk af, at det eksperimentelt er blevet påvist, at hændelser med kolloid- og pesticidudvaskning til dræn ofte knytter sig til perioder med nedbør kombineret med skift mellem frost og tø (Petersen et al., 2003; Petersen et al., 2004).



TABEL 3-8. MÆTTET HYDRAULISK LEDNINGSEVNE ( $K_{SAT}$ , CM/T) ANVENDT SOM MODELPARAMETER I FORSKELLIGE FORSØGSLED (F1-F4) HHV. I DRÆNGRØFTEN OG I FORSKELLIGE JORDHORIZONTER. DATA FOR FIRE UNDERSØGTE MODELPARAMETRISERINGER (HYPRES, MEDIAN, MINIMUM OG WEPP)

Forsøgs- led	Drængrøft	Horisont				
		$A_{p_0}$	$A_p$	$B_p$	$B_t$	C
<i>Hypres: Beregnede værdier med Hypres baseret på målt volumenvægt og indhold af organisk stof</i>						
F1	0,527	3,55	0,870	0,506	0,517	0,544
F2	0,527	2,40	1,03	0,469	0,517	0,544
F3	0,527	3,40	1,46	0,487	0,517	0,544
F4	0,527	3,37	1,35	0,433	0,517	0,544
<i>Median: Median af måleværdier (Skaleret til <math>K_{sat}</math> fra målinger ved 15mm tension.)</i>						
F1		2,80				
F2		2,80				
F3		2,69				
F4		2,52				
<i>Minimum: Minimum baseret på måleværdier (Skaleret til <math>K_{sat}</math> fra halvdelen af laveste måleværdi ved 15mm tension)</i>						
F1		0,39				
F2		0,35				
F3		0,33				
F4		0,41				
<i>WEPP: Modificerede WEPP-relationer (Startværdi for dynamisk simulering)</i>						
F1		2,62				
F2		2,62				
F3		2,43				
F4		2,41				

Det ses af Tabel 3-8, at mættet hydraulisk ledningsevne (anvendt som parameterværdi for hele ledningsevnefunktionen) mindskes en smule ved brug af Median-opsætningen i forhold til *Hypres*, mens den nedsættes væsentligt i Minimum-opsætningen.

### 3.3.1.7 Det sekundære domæne og partikelgenerering

Jorden er modelmæssigt af særlig hensyn til beregninger af stoftransport inddelt i to domæner (ét med små porer, hvor vandstrømningen er langsom og ét, hvor strømningen er hurtig). Inddelingen kontrolleres af et trykpotential  $h_{lim}$ , der angives som parameterværdi. Er det aktuelle trykpotential lavere end  $h_{lim}$  findes alt vand i det langsomme primære domæne, men overskrides  $h_{lim}$ , vil alt yderligere vand findes i det hurtige sekundære domæne. Derudover benyttes en parameter  $\alpha$ , som beskriver hastigheden af stofudveksling mellem de to domæner.

Det er vigtigt at skelne det sekundære domæne fra bioporerne (som også benævnes det tertiære domæne). Porerne i det sekundære domæne kan sagtens være mindre end, hvad man normalt vil betegne som makroporer. Opdelingen i primært og sekundært domæne er en empirisk tilnærmelse til den opblanding af gammelt og nyt vand, der sker i jormatricen, og som har betydning for stoftransporten.

Siden arbejdet beskrevet af Hansen et al. (2012) er der udført yderligere undersøgelser og kalibreringer på disse parametre (Petersen et al., 2013). Parametriseringen af jordlagene  $A_{p_0}$ ,  $A_p$  og  $B_t$  i Tabel 3-9 er baseret på Petersen et al. (2013), mens parametriseringen af  $B_p$  og C er baseret på parametriseringen i Hansen et al. (2012).

TABEL 3-9. PARAMETRE FOR BESKRIVELSE AF 2-DOMÆNE TRANSPORT AF OPLØST STOF

	$A_{p\_o}$	$A_p$	$B_p$	$B_t$	C	Drængroft
$h_{lim}$ (pF) <sup>*)</sup>	4,0	2,8	3,0	2,5	2,0	2,5
$\alpha$ , time <sup>-1</sup>	0,00001	0,00001	0,00003	0,00001	0,0001	0,00001

<sup>\*)</sup> Grænseværdier for trykpotentialer  $h_{lim}$  er angivet som pF-værdier ( $pF = \log_{10}(|h_{lim}|)$ , cm)

Partikelgenerering på jordoverfladen i forbindelse med regn er parametriseret som i Hansen et al. (2012), hvor værdier fra Jarvis et al. (1999) blev benyttet for frigivelsesraten ( $k_a$ : 15 g/J), for nydannelsesraten ( $k_r$ : 0,1 g/m<sup>2</sup>/t) og for tykkelsen af overfladelaget, hvorfra der kan frigives kolloider ( $z_i$ : 0,1 cm). Vi har ikke noget eksperimentelt grundlag for at forbedre parametriseringen, herunder for at anvende forskellige parameterværdier ved forskellig jordbearbejdning. Undervejs i modelleringsfasen er der forsøgsvist kalibreret på disse parametre, hvilket har påvirket mængden af udvaskede kolloider, mens dynamikken ikke er ændret væsentligt. I de præsenterede simuleringer har vi valgt at benytte den oprindelige parametrisering baseret på litteraturværdier, som er fælles for alle former for jordbearbejdning.

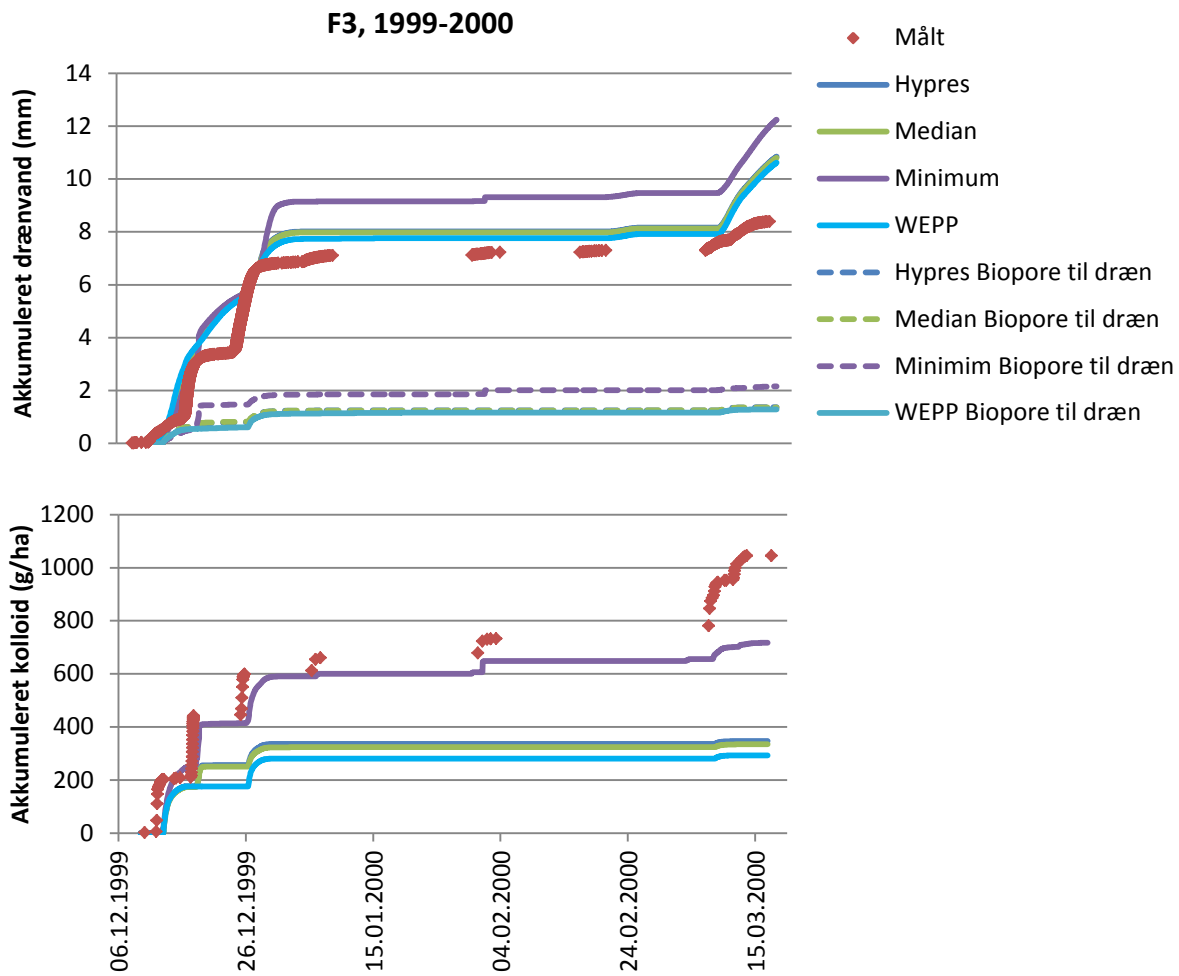
### 3.3.2 Effekter af hydrauliske egenskaber og jordbearbejdning på simuleret transport

I det følgende vil den simulerede afstrømnings- og udvaskningsdynamik baseret på modelopsætningerne Hypres, Median, Minimum og *WEPP* (Tabel 3-8) blive belyst vha. udvalgte figurer. Analysen fokuserer på perioden 1998-2002, hvorfra der foreligger måleværdier (Petersen et al., 2004; Petersen et al., 2003), som kan indgå i vurderingen af simuleringseresultaterne.

#### 3.3.2.1 Vandstrømning og kolloidtransport til dræn

Vurderingen af simuleringseresultater bygger i første omgang på akkumulerede mængder af drænvand. Hvis modellen er i stand til at simulere drænafstrømningen tilfredsstillende, dvs. med rimeligt niveau og dynamik set i forhold til måleværdierne, vil der blive set på, om modelopsætningerne også kan håndtere kolloid- og pesticidudvaskningen tilfredsstillende med fokus på udvaskningsdynamikken.

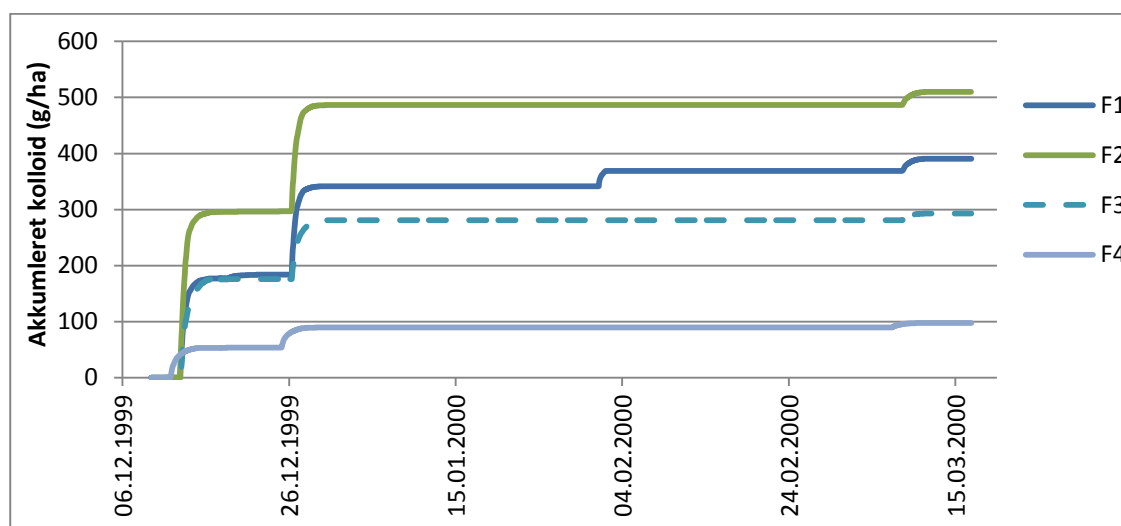
Afstrømningsniveauerne er generelt velsimuleret på årsbasis (TABEL 3-10), og afstrømningsdynamikken stemmer også godt overens med måledataene (eksempel for F3 dækkende en periode på 3 ca. måneder er vist i FIGUR 3-10). Det ses af figuren, at der ikke er nævneværdig forskel for de 3 modelopsætninger, *Hypres*, *Median* og *WEPP*. Når den hydrauliske ledningsevne mindskes kraftigt i Minimum-opsætningen, overestimeres den samlede drænvandsmængde i nogen grad, mens den mindre komponent af afstrømningen, der strømmer direkte fra overfladen til drænet øges relativt kraftigt. Vurderet ud fra målingerne er det naturligvis ikke realistisk, at en hel mark vil have sådanne lave hydrauliske ledningsevner. Men samtidig er det ganske realistisk, at visse områder i marken vil have væsentlig nedsat hydraulisk ledningsevne i forhold til såvel markens medianværdi som til estimater baseret på *Hypres*. Den samlede afstrømning til dræn overestimeres generelt det første år i F1-F3 og det andet år i F1, mens det underestimeres i alle led i år 4 (TABEL 3-10). Det bør noteres at den nedre rand ikke er baseret på piezometermålingerne i det fjerde år, som det er tilfældet i de første 3 år.



FIGUR 3-10 ØVERST ET EKSEMPEL PÅ MÅLT OG SIMULERET SAMLET DRÆNAFSTRØMNING (I F3 FRA DRÆNSÆSONEN 1999-2000). OGSÅ VIST ER DEN DEL AF SIMULERET AFSTRØMNING, DER FOREGÅR GENNEM BIOPORERNE DIREKTE FRA JORDOVERFLADEN TIL DRÆN (BIOPORE TIL DRÆN). NEDERST DET TILHØRENDE EKSEMPEL PÅ MÅLT OG SIMULERET KOLLOIDUDVASKNING.

TABEL 3-10 SAMLET MÅLT AFSTRØMNING (MM) OG UDVASKNING AF JORDKOLLOIDER (G/HA) I DE ENKELTE FORSØGSLED (F4-F1) OPGJORT FOR DE ENKELTE AFDRÆNINGSPERIODER (1998-99; 1999-00; 2000-01; 2001-02). ENDVIDERE ER DE SIMULEREDE MÆNGDER FRA DE FIRE MODELOPSÆTNINGER ANGIVET

Forsøgsled	Drænsæson	Drænvand, akkumuleret (mm)				Kolloider i drænvand, akkumuleret (g/ha)			
		1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002	1998-1999	1999-2000	2000-2001	2001-2002
F1	Observationer	8,7	4,8	2,9	19,9	2393	766	592	1342
	<i>Hypres</i>	18,6	8,7	4,7	12,4	978	525	82	1030
	<i>Median</i>	18,6	8,8	4,8	12,5	983	526	81	1034
	<i>Minimum</i>	23,1	9,1	4,2	14,4	2619	1216	472	2383
	<i>WEPP</i>	15,7	7,4	5,1	12,0	759	390	127	1066
F2	Observationer	13,8	10,3	5,4	34,4	372	92	1126	3132
	<i>Hypres</i>	22,2	10,8	6,3	16,9	870	518	74	952
	<i>Median</i>	22,1	10,8	6,3	16,9	877	517	73	954
	<i>Minimum</i>	28,2	11,8	5,8	19,2	1705	1125	417	2264
	<i>WEPP</i>	20,1	9,9	6,2	17,0	598	510	94	992
F3	Observationer	14,0	8,4	4,6	30,5	3040	1045	1520	3882
	<i>Hypres</i>	22,0	10,8	5,2	13,5	452	347	21	594
	<i>Median</i>	21,4	10,8	5,5	16,6	456	335	44	621
	<i>Minimum</i>	27,8	12,2	5,3	19,0	2125	717	220	1780
	<i>WEPP</i>	21,2	10,6	5,0	15,8	660	293	40	546
F4	Observationer	36,0	20,7	14,7	49,0	916	2026	4300	4017
	<i>Hypres</i>	34,4	19,8	10,1	28,9	494	354	28	661
	<i>Median</i>	34,3	19,8	10,0	29,1	513	350	29	725
	<i>Minimum</i>	40,0	20,5	9,9	31,0	1956	728	282	1845
	<i>WEPP</i>	34,2	19,8	10,1	28,2	783	97	54	620



FIGUR 3-11 EKSEMPEL PÅ UDVASKNINGEN AF KOLLOID I DE FIRE FORSØGSLED VED BRUG AF DE FUNDNE WEPP KALIBRERINGSPARAMETRE

For kolloidudvaskningen gælder (som for afstrømningen), at der ikke er væsentlig forskel på simuleringsresultater fra modelopsætningerne *Hypres*, *Median* og *WEPP* (TABEL 3-10 og FIGUR 3-10). Det ser altså ikke ud til at være afgørende, om beregningerne baseres på statiske eller dynamiske hydrauliske egenskaber. Men for *Minimum*-opsætningen ses en relativt kraftig forøgelse af udvaskningsdynamikken og en kraftig forøgelse af udvaskede kolloidmængder. Med denne modelopsætning kommer den årligt udvaskede kolloidmængde overordnet set nogenlunde på niveau med, hvad der observeres (TABEL 3-10). Gennemsnittet af simuleret udvaskning per arealenhed beregnet for alle år og behandlinger ligger således kun 28 % under måleværdien. Men der er varierende overensstemmelse mellem årene og mellem behandlingerne. Med *Minimum*-opsætningen overvurderes kolloidudvaskningen ofte (lidt) for de ikke-pløjede behandlinger (F1 og F2), men undervurderes for behandlinger med pløjning (F3 og F4). Daisy beregner generelt en større kolloidudvaskning i ikke-pløjede led (se eksempel i FIGUR 3-11), mens observationerne viser det modsatte. Der ser altså ud til at være andre væsentlige faktorer end overfladelagets hydraulik og jorddækning, som påvirkes af jordbearbejdningen. Det kunne fx være aggregaternes stabilitet og modstandsevne over for påvirkning af vejrliget. En effekt her kunne i sig selv påvirke kolloidmobiliseringen i overfladelaget og herigennem udvaskningen. Kolloidmobilisering ved overfladen foregår som resultat af komplekse processer (e.g. Rose et al., 1983; Biolders og Grymonprez, 2010), men er beskrevet relativt simpelt i modellen. Således indgår hverken effekter af jordbearbejdning, frost eller udtørring på aggregatstabiliteten i den implementerede model. Den eksisterende model kunne ikke på et fysisk meningsfuldt grundlag tilpasses (kalibreres), så simuleringsresultaterne ved forskellig jordbearbejdning kom til at stemme overens med måleresultaterne, og vi har ikke tilstrækkeligt grundlag for at lave de (formodet) fornødne modeludvidelser. Det bemærkes, at simuleringerne er gennemført med de samme få, ukalibrerede parametre til beskrivelse af kolloidgenereringen for alle fire bearbejdningsformer (se Afsnit 3.3.1.7).

Relativt set overgår stigningen i kolloidudvaskning for *Minimum*-opsætningen i forhold til de øvrige langt stigningen i drænastrømning, hvilket hænger sammen med, at der også sker en relativt kraftig stigning i størrelsen af den (mindre) komponent af afstrømningen, der foregår i bioporerne direkte fra overfladelaget til dræne (FIGUR 3-10). Variationen af hydrauliske egenskaber ser altså ud til at være vigtig, men det gælder snarere for rumlig variation end for tidlig variation. Det skal i den forbindelse bemærkes at *Minimum*-opsætningen formentlig ikke repræsenterer nogen "worst case". Den anvendte nær-mættede hydrauliske ledningsevne ( $0,9 - 1,1 \text{ mm time}^{-1}$  ved 15 mm tension omregnet til en mættet hydraulisk ledningsevne på  $3,3 - 4,1 \text{ mm time}^{-1}$ , jf. Tabel 3-8) ligger nemlig fortsat højt i betragtning af hvor hyppigt den nærmættede hydrauliske ledningsevne var for lav til at være målbar (dvs.  $< \text{ca. } 0,2 \text{ mm time}^{-1}$ , jf. Tabel 2-5). Også observationer foretaget i marken undervejs i forløbet (fx forsidebilledet, hvor der står vand på marken ca. 24 timer efter en byge med 10 mm regn) viser tydeligt, at der periode- og områdevis er tale om væsentligt lavere ledningsevneværdier.

### 3.3.2.2 Transportveje for kolloider

I modellen genereres kolloiderne ved jordoverfladen og kan filtreres fra vandet i jordmatricen, men ikke i bioporerne. I modelkørslerne kan man holde styr på, hvor i profilen kolloiderne trænger ind i det system af bioporer, der er forbundet med dræne, hvilket gør det muligt at give et bud på, hvilke transportveje kolloiderne i overvejende grad følger.

Vi har gennemført en sådan analyse baseret på simuleringsresultaterne i Tabel 3-11.

Kolloidudvaskningen til dræn er for hver kombination af modelopsætning og år sat til 100 % (absolutte værdier kan findes i TABEL 3-10). Talværdierne i tabellen illustrerer, hvor stor en procentdel som trænger ind i bioporerne hhv. på jordoverfladen, i overfladelaget (0-3 cm), i dybden 3-33 cm og i dybder over 33 cm. Kolloider der trænger ind direkte fra overfladen transporteres alene via overfladeåbne og drænforbundne bioporer, og de forbigår derved hele jordmatricen. De øvrige jordlag kan udgøre mellemstationer. Jordlaget 3-33 cm indbefatter det meste af pløjelaget samt furebunden. Mængden af kolloider fra  $>33$  cm dybde indbefatter kolloider, der trænger ind i

drænet direkte fra jordmatricen, som omgiver drænene. Det fremgår, at kolloiderne altovervejende trænger ind i drænforbundne bioporer i toppen af jordprofilen, dvs. selve overfladen eller pløjelaget. Kun for F3 og F4 i drænsæsonen 2000-2001 ser vi eksempler, hvor mere end 15 % af kolloiderne trænger ind i det drænforbundne bioporesystem fra områder under pløjelaget. Dette er i stærk kontrast til vandet, som i overvejende grad trænger ind drænene fra selve jordmatricen, se f.eks. FIGUR 3-10.

Ud over dette ser vi ikke noget klart mønster. Både vejr, jordbearbejdning og parameterisering har betydning, men det fremgår også, at disse faktorer i høj grad vekselvirker. Alle de tre øverste lag kan udgøre den dominerende transportvej ved alle fire parameteriseringer og for alle fire forsøgsled. Udvaskningen af jordpartikler til dræn sker i relativt få hændelser, og det afhænger tilsyneladende af de præcise omstændigheder, hvor i profilen bioporerne i overvejende grad aktiveres. Den aktuelle transportvej må forventes at have stor betydning for pesticidudvaskningen, både i relation til timing og mængde og specielt for stærkt adsorberende og hurtigt nedbrydelige pesticider.

TABEL 3-11. FORDELING AF DEN SAMLEDE KOLLOIDUDVASKNING TIL DRÆN PÅ HVOR I PROFILEN PARTIKLERNE TRÆNGER IND I MAKROPORSYSTEMET I FORBINDELSE MED UDVASKNINGSHÆNDELSEN. DATA (I %) FOR ALLE SIMULERINGER (SAMLET UDVASKNING = 100 %). FARVEMARKERING FRA RØD=MEST TIL GRÅ=MINDST

		1998/99				1999/00				2000/01				2001/02			
		Over-flade	0-3 cm	3-33 cm	>33 cm	Over-flade	0-3 cm	3-33 cm	>33 cm	Over-flade	0-3 cm	3-33 cm	>33 cm	Over-flade	0-3 cm	3-33 cm	>33 cm
F1	Hypres	71	19	8	2	9	49	32	11	0	57	29	13	68	12	15	5
	Median	71	20	8	2	9	49	32	11	0	57	30	14	68	12	15	5
	Minimum	87	7	4	2	18	12	62	8	8	69	14	9	65	11	17	7
	WEPP	22	63	14	1	0	28	67	5	0	67	20	13	70	12	14	5
F2	Hypres	65	25	8	2	8	47	35	10	0	45	43	12	70	11	13	7
	Median	64	25	8	2	7	51	33	9	0	45	45	11	70	10	12	7
	Minimum	88	6	2	3	23	12	56	9	13	57	16	15	71	7	13	9
	WEPP	26	62	11	1	0	35	59	6	0	39	50	11	70	11	12	7
F3	Hypres	48	33	17	2	4	11	75	10	0	0	81	19	59	20	14	6
	Median	50	31	17	2	6	9	75	10	0	49	37	14	65	15	14	6
	Minimum	88	6	2	4	27	14	47	11	16	50	15	19	75	6	9	10
	WEPP	15	72	12	1	0	0	94	6	0	0	90	10	32	43	20	5
F4	Hypres	49	30	16	4	5	10	72	13	0	0	75	25	56	18	14	11
	Median	52	26	17	5	7	9	72	13	0	0	69	31	59	16	14	12
	Minimum	84	7	3	6	22	16	49	13	16	27	36	20	68	7	10	15
	WEPP	14	72	12	2	0	0	91	9	0	0	85	15	29	41	22	9

### 3.3.2.3 Simulering af pesticidudvaskning til drænen

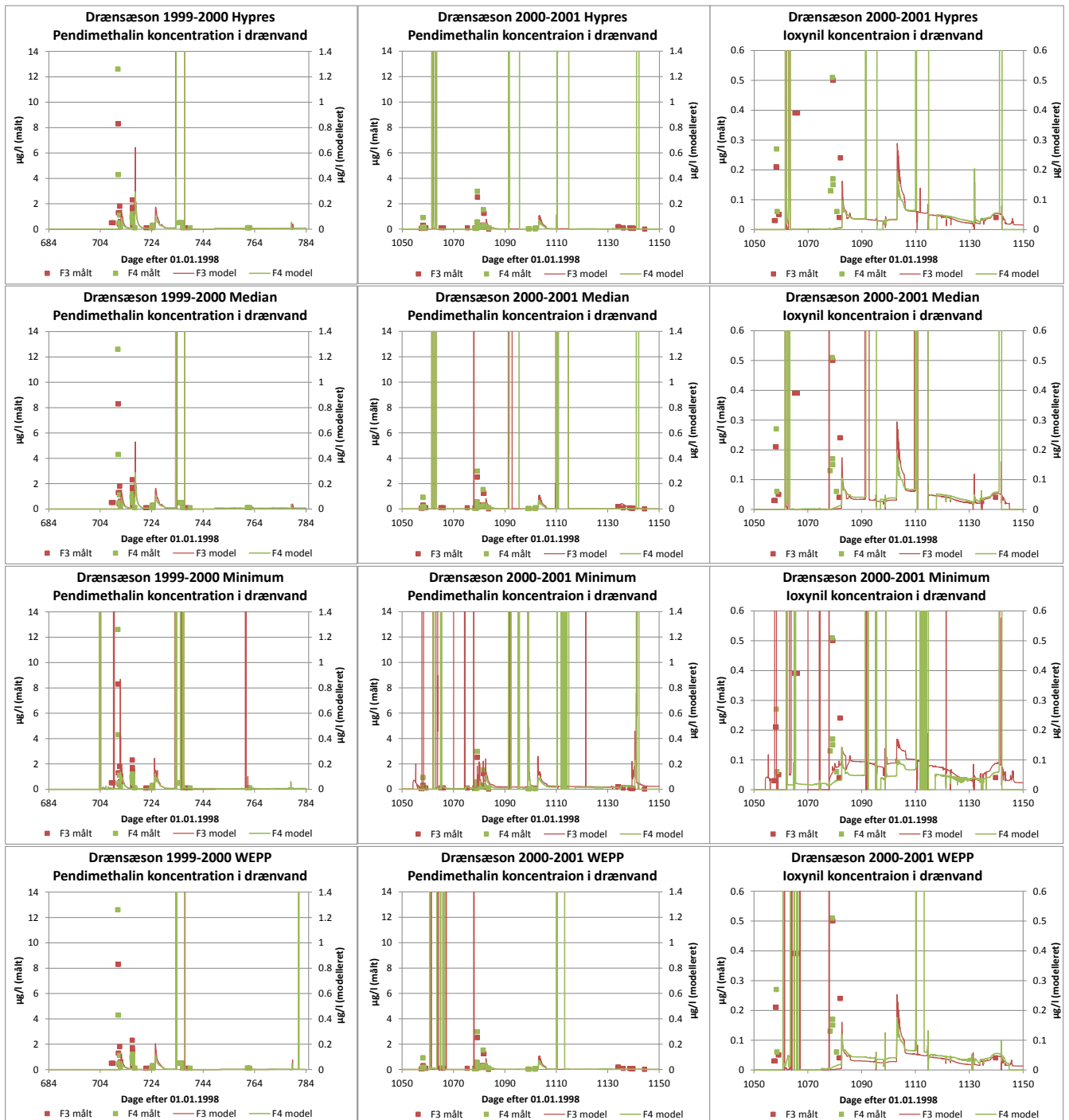
Udvaskningen af Pendimethalin er tidsmæssigt nært koblet med udvaskningen af jordpartikler (fx Petersen et al. 2003; Gjettermann et al., 2009), så det er generelt nødvendigt at kunne simulere udvaskningsdynamikken for jordpartikler (ikke nødvendigvis mængden, for Pendimethalin sidder ikke nødvendigvis fast på partiklerne) for at kunne simulere udvaskningen af dette stærkt adsorberende pesticid. Den simulerede udvaskning af Pendimethalin foregår som ventet i relativt få hændelser og over meget korte tidsintervaller (figur 3-12). Der er generelt om end ikke altid fornuftig overensstemmelse mellem tidspunkterne for simuleret og for målt udvaskning. Udvaskningsdynamikken ser altså ud til at være nogenlunde på plads. Der foreligger kun målinger af Ioxynil i drænvand for én drænsæson (2000/01). For Ioxynil er der knap så god overensstemmelse i dynamikken mellem simuleringsresultater og målinger. Det skyldes formentlig, at Ioxynil adsorberer i langt mindre grad til jordpartiklerne end Pendimethalin. For Ioxynil afhænger udvaskningen derfor i højere grad af mekanismer, som ikke har været i fokus i nærværende projekt, og i mindre grad af, hvad der sker ved selve overfladen. Både for Pendimethalin og Ioxynil skal det fremhæves, at drænvandets pesticidindhold ikke blev målt kontinuerligt, men især når der erfaringsmæssigt ville være et målbart indhold. Der kan således have været udvaskningshændelser, som ikke fremgår af måleresultaterne.

Den opsummerede simulerede udvaskning af Pendimethalin og Ioxynil til dræn var generelt lille og på niveau med, hvad der blev målt, eller en smule højere (Tabel 3-12). Der blev således for Pendimethalin i F3 og F4 målt en gennemsnitlig udvaskning på hhv. 8 og 18  $\cdot 10^{-3}$  ‰ af udbragt mængde (Petersen et al, 2003), mens de tilsvarende simulerede værdier lå i intervallet 15-27  $\cdot 10^{-3}$  ‰. For Ioxynil blev der i F3 og F4 målt en gennemsnitlig udvaskning på hhv. 14 og 15  $\cdot 10^{-3}$  ‰ af udbragt mængde, mens de tilsvarende simulerede værdier lå i intervallet 16-32  $\cdot 10^{-3}$  ‰. Niveaumæssigt er simuleringsresultaterne således meget tilfredsstillende, idet det igen skal fremhæves, at også målingerne er behæftet med usikkerhed.

Der blev ikke simuleret nogen stor og konsistent effekt af jordbearbejdning på pesticidudvaskningen i den undersøgte periode. Måleresultaterne giver ikke mulighed for at vurdere, om dette er meningsfuldt, bl.a. fordi der kun er målt i F3 og F4. Der var med *WEPP*-relationerne tendens til større simuleret udvaskning af Pendimethalin for F1 end for de øvrige tre bearbejdningsmetoder. Men for Ioxynil blev der med *WEPP* simuleret størst udvaskning til dræn for behandlingen F4. Minimum-opsætningen gav gennemgående den største udvaskning af Ioxynil til dræn, men ikke af Pendimethalin. Dette sidste er umiddelbart overraskende, fordi den simulerede partikeludvaskning og vandtransport direkte fra overfladelaget til dræne blev kraftigt forøget med Minimum-opsætningen i forhold til de øvrige opsætninger (Afsnit 3.3.2.1). Denne særlige afstrømningskomponent øger risikoen for udvaskning af især stærkt adsorberende pesticider. Men for at forøge pesticidudvaskningen skal der også være tilstrækkeligt pesticid til stede i denne direkte afstrømning fra overfladen, når den forekommer. Om det er tilfældet afhænger af en række konkrete omstændigheder, især sprøjtetidspunkter i forhold til nedbørs- og afstrømningshændelser samt pesticidernes transportegenskaber. En nøjere analyse af simuleringsresultaterne viste, at transporten af Pendimethalin via bioporer direkte fra overfladen til dræne steg meget voldsomt med Minimum-opsætningen set i forhold til de øvrige opsætninger (mindst en faktor 46 og langt mere i forhold til *WEPP*-opsætningen for F3 og F4). I de konkrete simuleringer har dette imidlertid ikke betydet noget videre fordi koncentrationen af Pendimethalin i vandet fra overfladen var meget lav. Men stigningen udtrykker, at risikoen for en væsentlig udvaskning af Pendimethalin i særlig grad vil være til stede med Minimum-opsætningen. Resultatet understreger, at det er vigtigt at analysere pesticidudvaskningen under varierende forhold gennem en længere årrække, hvis man skal kunne håbe på at få et retvisende billede af jordbearbejdningens indflydelse (fx i scenarieberegningerne i Afsnit 4). Og det indikerer, at fokus i fremtiden i høj grad bør være på områder af marken med lav hydraulisk ledningsevne og på makroporekontinuiteten fra disse områder til vandrecipienten.

Daisy beregner også pesticidudvaskningen i dybder der er så store (fx >2 m), at risikoen for at pesticidet senere ender i dræne er meget lille. Udvasningen af pesticider til under 2 m dybde er ikke i fokus i nærværende projekt, men er alligevel gengivet i Tabel 3-12. For Pendimethalin og opgjort for hele markarealet var denne udvaskningskomponent meget lille ( $\leq 0,004$  ‰ af udbragt mængde). Dette afspejler, at vi i 2 m dybde har forladt domænet for store bioporer (Tabel 3-5) og at Pendimethalin kun i ekstremt ringe grad transporteres i jordmatricen. For det svagt-adsorberende pesticid Ioxynil (igen opgjort for hele markarealet) var udvaskningen til under 2 m dybde væsentlig større, dvs. op til 1 ‰ af den udbragte mængde og dermed større end udvaskningen til dræn. Ioxynil kan i nogen grad transporteres i matricen efter at have forladt bioporedomænet. Den videre skæbne afhænger nu især af matrix-perkolationens størrelse og stoffets nedbrydningsegenskaber, samt af eventuelle forekomster af og sammenhæng med gamle, dybtgående rodkanaler og (muligvis) sprækkesystemer (Jørgensen et al., 2016). Det skal bemærkes, at vi i beregningerne har valgt en meget konservativ strategi ved at antage, at der slet ikke sker nedbrydning af pesticider, som befinder sig mere end 1 m nede i jorden. Mindre mængder af Ioxynil kan i visse situationer hurtigt trænge ned til mere end 1 m dybde via makroporer fordelt over hele markarealet og derved (i hvert fald i simuleringsberegningerne) undgå nedbrydning. Jordstrukturen i dybden kan derved få betydning for belastningen af dybereliggende grundvand med visse pesticider, mens strukturen i

overfladelagene kan være vigtig for belastningen af såvel overfladevand som grundvand (jf. også Afsnit 4.3.2).



FIGUR 3-12 MÅLT OG SIMULERET UDVAKNING AF PENDIMETHALIN OG IOXYNIL I F3 OG F4 1999-2001. RESULTATER FOR DE FIRE MODELØPSÆTNINGER. PERIODEN ER BEGGE ÅR 15. NOVEMBER TIL 23. FEBRUAR



**TABEL 3-12. UDVASKNINGEN AF PENDIMETHALIN OG IOXYNIL TIL DRÆN OG TIL >2 M JORDDYBDE (10<sup>-3</sup> % AF UDBRAGT MÆNGDE) OPGJORT DEN 1. APRIL 2002. PENDIMETHALIN (1 ALT 4000 G HA<sup>-1</sup>) BLEV UDBRAGT HHV. 16. NOVEMBER 1999 OG 10. NOVEMBER 2000, MENS IOXYNIL (200 G HA<sup>-1</sup>) BLEV UDBRAGT 10. NOVEMBER 2000.**

Model-opsætning	F1		F2		F3		F4	
	Til dræn	> 2 m	Til dræn	> 2 m	Til dræn	> 2 m	Til dræn	> 2 m
	Pendimethalin							
<i>Hypres</i>	24	2	25	2	27	1	26	1
<i>Median</i>	24	2	28	2	24	1	26	1
<i>Minimum</i>	23	3	22	2	23	2	26	2
<i>WEPP</i>	31	4	18	1	15	1	17	0
- Målt					8		18	
	Ioxynil							
<i>Hypres</i>	16	476	19	551	16	323	27	336
<i>Median</i>	16	480	19	499	16	322	29	338
<i>Minimum</i>	26	726	42	982	30	861	31	665
<i>WEPP</i>	17	576	17	418	15	340	32	340
- Målt					14		15	

### 3.3.3 Sammenfattende vurdering af de undersøgte modelparameteriseringer

WEPP-relationerne kan både i deres oprindelige form, men især når de tilpasses simulere den målte dynamik i Taastrup af såvel volumenvægt som hydraulisk ledningsevne. Det gælder især for de konventionelt dyrkede forsøgsled, hvor dynamikken var størst.

Der er visse vanskeligheder, når effekterne heraf på simuleret transport af jordpartikler og pesticider til dræn skal vurderes i forhold til måleresultater. Vi har at gøre med en heterogen jord, hvor kun en relativ lille del af vandet forlader systemet gennem dræne. Og mængden af drænvand varierer relativt meget mellem forsøgsleddene. Vi har med delvis succes tilpasset modelopsætningen til dette for at få vandtransporten til dræne til at stemme overens med målingerne. Variabilitet i underjorden gør det imidlertid til en udfordring at skelne mellem effekter af jordbearbejdning og jord. Det spiller også ind, at der ikke foreligger særligt mange pesticidmålinger fra arealet. Uanset hvilken af de tre parameteriseringer *WEPP*, *Median* eller *Hypres* der anvendes (Tabel 3-8), er udgangspunktet en repræsentativ ledningsevnefunktion for hele arealet, som ikke tager højde for rumlig variation. Rumlig variation synes at være vigtig, hvilket illustreres ved brug af *Minimum*-opsætningen. Denne repræsenterer delarealer med relativt lav ledningsevne, og beregninger med *Minimum*-opsætningen giver anledning til kraftigt forøget udvaskning af jordpartikler samt kraftigt forøget udvaskningsrisiko for især stærkt adsorberende pesticider. Der er en udfordring forbundet med ikke kun at nå til repræsentative ledningsevnefunktioner, men også at få tilstrækkelig viden om ledningsevnenes rumlige variabilitet i de forskellige dyrkningssystemer, specielt vedrørende arealfractionen med meget lave ledningsevner.

Resultaterne viser især for Pendimethalin en ganske fornuftig overensstemmelse mellem målt og simuleret dynamik af udvaskningen, hvilket tyder på, at vi inkluderer de væsentligste transportmekanismer. For det svagtadsorberende pesticid Ioxynil, hvor der foreligger færre måleresultater, er der ikke fundet nogen helt tilsvarende god overensstemmelse i dynamikken.

Der foreligger langt flere målinger af drænvandets indhold af kolloider end af pesticid (i alt 4063 målinger fordelt på fire behandlinger og fire afstrømningssæsoner). For alle fire parameteriseringer er der rimelig god overensstemmelse mellem målt og simuleret dynamik af kolloidudvaskning til dræn. Overordnet set rammes udvaskningsniveauet og dynamikken bedst med *Minimum*-opsætningen. De tre andre model-parameteriseringer gav typisk for lav udvaskning sammenholdt med målingerne. Vi har imidlertid ikke på det foreliggende grundlag kunnet genskabe den effekt af jordbearbejdning på kolloidudvaskningen, som blev påvist af måletal. Et bud på en forklaring er, at

jordbearbejdning, herunder effekter på indarbejdelsen af planterester i jorden, påvirker kolloidgenereringen (eller mobiliseringen) i lige så høj grad som (kolloid-) transporten, der har været i fokus i projektet. Det er tidligere vist, at jordbearbejdning på forsøgsarealet påvirker aggregatstabiliteten (Daraghme et al., 2009), men denne undersøgelse vurderes ikke at være gennemført tilstrækkeligt detaljeret og med så entydige resultater, at den kan anvendes i nærværende sammenhæng.

Vores analyse af transportveje for kolloider peger på et komplekst system, hvor simuleringsresultaterne afhænger af både vejr, underjordens beskaffenhed, jordbearbejdning, og modelparameterisering. Dog er bioporeforbindelsen mellem dræn og overjord dominerende i alle simuleringer. Små ændringer kan have stor betydning. Ofte er det enkelte hændelser, der dominerer resultatet for en hel sæson, og det vil derfor nok være nødvendigt at inddrage mange sæsoner i analysen, hvis man ønsker at uddrage generaliserede effekter af jordbearbejdningen.

Fremadrettet peger vores modellering på, at der for kolloider og stærkere adsorberende pesticider bør være fokus på områder af marken, hvor infiltrationsevnen er særligt lav og hvor overfladelaget har særlig svært ved at dræne af, samt på de mekanismer, der er med til at skabe sådanne områder. På grund af systemets følsomhed over for små ændringer bør man i stedet for at fokusere en deterministisk forudsigelse på udvaskningsmængder og koncentrationer måske snarere fokusere på at forudsige udvaskningsrisici. For pesticider, der overvejende udvaskes ved kolloidfaciliteret transport, vil det yderligere være nødvendigt at få bedre styr på kolloidgenerering og specielt på dyrkningssystemets indflydelse på denne.

# 4. Scenarieanalyser af pesticidudvaskning til dræn ved forskellig jordbearbejdning

## 4.1 Analysens dyrkningsscenarier

I dette afsnit beskrives 4 dyrkningsscenarier for en middelstor planteavlsbedrift på lerjord, som indgår i de modelbaserede analyser af pesticidudvaskning. Scenarierne adskiller sig grundlæggende fra hinanden ved omfanget af jordbearbejdning, som spænder fra "direkte såning" med helt minimal forstyrrelse af jorden til traditionel jordbearbejdning baseret på pløjning.

Bearbejdningsmetoderne stiller nogle specifikke krav til bedriftens maskinsæt og afføder specifikke behov for tilpasning af dyrkningsteknikken på andre områder. Scenariebeskrivelsen er udarbejdet med konsulentbistand og bygger på reelle alternativer, dvs. på teknikker, der alle har vist sig at kunne fungere godt i praksis. Maskinstørrelserne er tilpasset brugsstørrelsen. I visse tilfælde foreligger der lige gode alternativer, fx traktor- og redskabstyper, og vores konkrete valg må derfor ikke generelt tages som udtryk for at vi foretrækker ét alternativ frem for alle andre.

### 4.1.1 Sædskifte

Analysen gennemføres på en planteavlsbedrift med kornrigt sædskifte. Der indgår følgende afgrødefølge på 5 lige store marker á 10 ha: Vinterraps, vinterhvede, vinterhvede med efterafgrøde, vårbyg og vinterbyg. Det vurderes, at alle scenarier kan gennemføres med samme sædskifte, dvs. at nævnte afgrødefølge kan praktiseres med god mening uanset hvilken af de 4 former for jordbearbejdning, der anvendes. Med 5 afgrøder i sædskiftet kan der gennemføres 3 fulde rotationer på 15 år.

### 4.1.2 Bearbejdningsmetoder og maskiner til jordbearbejdning og såning

Det er jordbearbejdningsmetoden, som udgør grundlaget for de 4 dyrkningsscenarier. Metoderne og de 4 scenarier er beskrevet overordnet i Tabel 4-1.

TABEL 4-1 OVERORDNET BESKRIVELSE AF DE 4 DYRKNINGSSCENARIER

Scenarie	Beskrivelse
1. Pløjning, 25 cm dybde	Pløjning med 6-furet 16" vendeplov til 25 cm dybde efterfulgt af furepakning. Herefter såning med rotorharvesåsat. Der tromles efter såningen af alle kornafgrøder, men ikke efter såning af raps.
2. Harvning, 8-12 cm dybde	Harvning til falsk såbed i 5 cm dybde (vintersæd). Ukrudtsbekæmpelse med Glyphosat 10 dage senere. Dagen efter Glyphosatbehandlingen gennemføres 1 harvning med tandharve i 8-12 cm dybde. Såning hurtigst muligt efter opharvningen.
3. Harvning, 20-25 cm dybde	Harvning til falsk såbed i 5 cm dybde (vintersæd). Ukrudtsbekæmpelse med Glyphosat 10 dage senere. Dagen efter Glyphosatbehandlingen gennemføres 1 harvning med tandharve i 20-25 cm dybde. Såning hurtigst muligt efter opharvningen.
4. Direkte såning	Strigling 1-2 gange efter høst. Ukrudtsbekæmpelse med Glyphosat 10 dage efter sidste strigling. Såning med specialmaskine med tandskær dagen efter (jordløsning til sådybden, dvs. ca. 3 cm).

Ukrudtsbekæmpelse med totalherbicidet Glyphosat er integreret i scenarierne baseret på reduceret jordbearbejdning (2, 3 og 4 i Tabel 4-1). Behandlingerne med mængdeangivelser indgår også i det samlede billede af pesticidanvendelsen (Afsnit 4.1.3.3).

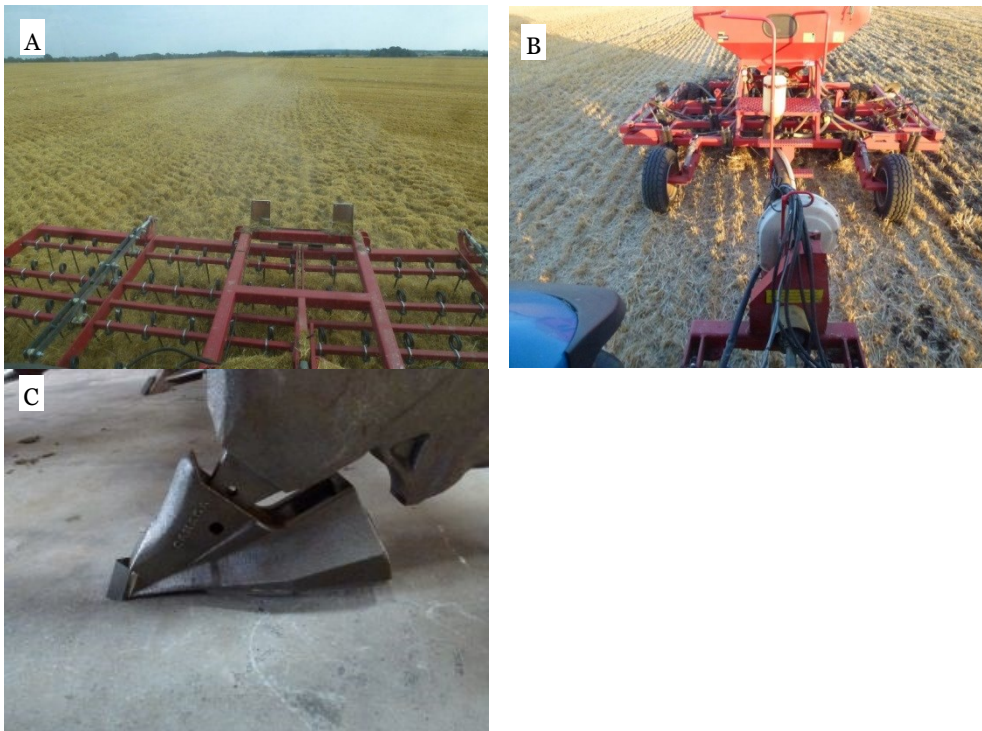
Behandlingen med jordpakker efter pløjningen i scenarie 1 bevirker, at den sekundære jordbearbejdning og såningen kan gennemføres effektivt i én arbejdsgang (Figur 4-1). Pløjningen gennemføres med en bugseret plov for at mindske effektbehovet. Såningen gennemføres med samme traktor som anvendes til pløjningen (John Deere 6.210R), idet traktoren påmonteres tvillinghjul. Tromlingen, som gennemføres med en noget mindre traktor (John Deere 6.105R), trykker opløjedede sten ned og sikrer, at udsæden får god kontakt med jorden. Harvningen til falsk såbed i scenarie 2 og 3 fordeler halmrester og fremmer halmomsætning samt fremspiring af ukrudt. Behandlingen kan gennemføres med redskaber af fabrikatet "Amazone Catros", "Väderstad Carrier" eller lignende. Vi har valgt fabrikatet Amazone Catros, se Figur 4-2 A. Den primære jordbearbejdning gennemføres med en kraftig 5 m bred harve eller kultivator af mærket "Väderstad Cultus" (Figur 4-2 B). Dette redskab fordrer høj trækraft og derfor en traktor med høj ydeevne. Bemærk den påmonterede frøsåmaskine ("BioDrill"), der anvendes til såning af vinterraps samtidig med opharvningen. De øvrige afgrøder i scenarierne 2 og 3 kan sås med en let skiveskærsåmaskine eller med en tilsvarende tandskærsåmaskine. Vi har valgt en 4 m bred skiveskærsåmaskine ("Horsch Pronto") til begge scenarier (se Figur 4-2 C). Til såarbejdet anvendes en traktor af mærket John Deere 6.210R. Striglingen i scenarie 4 kan næsten ikke betragtes som en jordbearbejdning. Behandlingen kradser i overfladen, fordeler og tilsmudser halmen, hvilket fremmer halmomsætningen. Endvidere fremmes ukrudtsspiringen i nogen grad uden at der dog laves et egentligt falsk såbed. Såning på den stort set ubearbejdede, ofte hårde jord kan gennemføres med en tung skiveskærsåmaskine (fx "VM300DS Seeder"). Vi har dog valgt en 4 m bred tandskærsåmaskine af fabrikatet "Horsch CO4" kombineret med en nyere type af velegnede skær, se Figur 4-3 B og C. Såmaskinen trækkes af en traktor af mærket John Deere 6.150R.



FIGUR 4-1. MASKINTYPER ANVENDT I DYRKNINGSSCENARIE 1. A: 6-FURET VENDEPLOV (KVERNELAND EG) MED JORDPAKKER, B: ROTORHARVE-SÅSÆT (AMAZONE), C: TROMLE (HE-VA)



FIGUR 4-2. MASKINTYPER ANVENDT I DYRKNINGSSCENARIE 2 OG 3. A: TALLERKENHARVE AF FABRIKATET "AMAZONE CATROS" TIL AT LAVE FALSK SÅBED (I VINTERSÆD). B: TANDHARVE ELLER KULTIVATOR AF FABRIKATET "VÅDERSTAD CULTUS" TIL DEN PRIMÆRE JORDBEARBEJDNING (OPHARVNINGEN I BEGGE DYBDER). BEMÆRK DEN PÅMONTEREDE SÅMASKINE "BIODRILL", SOM BLIVER BRUGT TIL AT SÅ VINTERRAPSEN MED SAMTIDIG MED HARVNINGEN. C: SKIVESKÆRSÅMASKINE AF FABRIKATET "HORSCH PRONTO".



FIGUR 4-3. MASKINTYPER ANVENDT I DYRKNINGSSCENARIE 4. A: STRIGLE AF FABRIKATET BULLOCK (WEAWING MACHINERY, UK). B: TANDSKÆRSÅMASKINE AF FABRIKATET HORSCH CO4 MED SKÆR AF TYPEN "DOUBLE SHOOT OPENER" VIST I C.

#### 4.1.3 Behandlingstidspunkter samt brug af hjælpestoffer

##### 4.1.3.1 Tidspunkter for jordbearbejdning og såning

Ved modelberegningerne gennemføres jordbearbejdningen efter den overordnede tidsplan, som er vist i Tabel 4-2. Datoerne er tilstræbte. Hvis vejrforholdene ikke tillader den pågældende operation på datoen, typisk fordi den simulerede jordfugtighed er for høj, så udskydes behandlingen i henhold til veldefinerede kriterier indtil forholdene er acceptable.

**TABEL 4-2. TILSTRÆBTE DATOER FOR JORDBEARBEJDNING OG SÅNING AF DE ENKELTE AFGRØDER. HVIS VEJRFORHOLDENE IKKE TILLADER DEN PÅGÆLDENDE OPERATION PÅ DATOEN GENNEMFØRES ARBEJDET VED FØRSTGIVNE LEJLIGHED HEREFTER BESTEMT AF MODELKRITERIER.**

Afgrøde	Datoer for jordbearbejdning og såning i de forskellige scenarier (1-4)		
	1. Pløjning	2 og 3. Harvning hhv. 8-12 cm og 20-25 cm	4. Direkte såning
Vinterraps	05.08: Pløjning 10.08: Øvrig jordbe- arbejdning og såning	26.07: Falsk såbed 10.08: Opharvning og såning	26.07: Strigling 10.08: Såning
1. års vinterhvede	08.09: Pløjning 10.09: Øvrig jordbe- arbejdning og såning	16.08: Falsk såbed 09.09: Opharvning 10.09: Såning	16.08: Strigling 09.09: Strigling 10.09: Såning
2. års vinterhvede m. efterafgr.	22.09: Pløjning 25.09: Øvrig jordbe- arbejdning og såning 25.07: Såning af efterafgrøde	26.08: Falsk såbed 24.09: Opharvning 25.09: Såning 25.07: Såning af efterafgrøde	26.08: Strigling 24.09: Strigling 25.09: Såning 25.07: Såning af efterafgrøde
Vårbyg	01.11: Pløjning 15.04: Øvrig jordbe- arbejdning og såning	10.04: Opharvning 15.04: Såning	14.04: Strigling 15.04: Såning
Vinterbyg	13.09: Pløjning 15.09: Øvrig jordbe- arbejdning og såning	21.08: Falsk såbed 14.09: Opharvning 15.09: Såning	21.08: Strigling 14.09: Strigling 15.09: Såning

#### 4.1.3.2 Gødskning

Gødningsmængder og tilstræbte datoer for udbringning af gødningen er anført i Tabel 4-3. Valget af jordbearbejdningsmetode giver ikke anledning til at ændre på tildelingen af handelsgødning. Som ved jordbearbejdning og såning kan jordfugtigheden være for høj til færdsel i marken på de anførte datoer, og arbejdet gennemføres da ved førstgivne lejlighed efter den anførte dato bestemt af modelkriterier.

**TABEL 4-3. TILSTRÆBTE DATOER FOR UDBRINGNING AF HANDELSGØDNING SAMT UDBRAGTE GØDNINGSMÆNGDER**

Afgrøde	Gødskning (alle scenarier)
Vinterraps	10.08: 30 kg ha <sup>-1</sup> NS 21-4 01.03: 140 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10
Vinterhvede	01.03: 30 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10 01.04: 60 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10 20.04: 74 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10
Vinterhvede med efterafgrøde	01.03: 30 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10 01.04: 60 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10 20.04: 74 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10
Vårbyg	14.04: 98 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10
Vinterbyg	01.03: 70 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10 01.04: 74 kg ha <sup>-1</sup> NPK 21-4-10

#### 4.1.3.3 Pesticidbehandlinger

I modsætning til anvendelsen af handelsgødning er pesticidanvendelsen i nogen grad påvirket af valget af jordbearbejdningsmetode. De følgende tabeller 4.4-4.8, viser successivt pesticidbehandlingerne for hver enkelt afgrøde i afgrødefølgen. Der er først fokuseret på de behandlinger, som er ens for alle scenarier, dernæst på hvad der adskiller scenarierne.

I vinterraps er den eneste forskel mellem scenarierne, at der indgår en behandling med Roundup forud for såning, der hvor pløjningen udelades (Tabel 4-4). Behandlingen med Roundup lige forud for såning, når pløjning udelades, indgår også ved dyrkningen af 1. og 2. års vinterhvede og vinterbyg (Tabel 4-5, Tabel 4-6 og Tabel 4-8), men her er der også andre forskelle mellem scenarierne. I pløjet 2. års vinterhvede anvendes midlerne Monitor og Ally ST ved ukrudtsbekæmpelsen sidst i april, mens disse midler erstattes af Broadway og Bumber i de pløjefri scenarier (Tabel 4-6). Begrundelsen herfor er at der typisk sker en ændring i ukrudtsfloraen, når man går fra pløjning til pløjefri dyrkning. Der bliver færre arter af tokimbladet ukrudt og græsukrudtet får bedre betingelser, specielt i 2. års hvede. Broadway har en bredere effekt på bl.a. græsukrudt. Fungicidet Bumber skal med i 2. års hvede, idet svampen der forårsager hvedebladplet (DTR) fremmes i hvede efter hvede i det pløjefri system

I pløjet og harvet vinterbyg (scenarierne 1, 2 og 3) anvendes Starane XL ved ukrudtsbekæmpelse i maj, mens dette middel ved direkte såning må erstattes af Hussar OD samt Starane 180 S (Tabel 4-8). Begrundelsen herfor er at Hussar OD har effekt på enårig rajgræs og rajgræs, der fremmes ved direkte såning.

Det skønnes, at man kan anvende en mindre mængde af Glyphosat ved direkte såning af vinterbyg (scenarie 4;  $1,0 \text{ l ha}^{-1}$ ) end ved reduceret jordbearbejdning baseret på harvning (scenarie 2 og 3;  $1,5 \text{ l ha}^{-1}$ ) fordi ukrudtsmængden generelt er mindre ved direkte såning end i systemer med harvning som primær jordbearbejdning (Tabel 4-8).

I pløjede systemer vil der erfaringsmæssigt ca. hvert 4. eller 5. år være behov for at bekæmpe rodokrudt (især kvik og agertidse) med et Glyphosatholdigt middel. Denne særlige behandling i scenarie 1 kan med fordel placeres før høst i 1. års hveden, idet der her normalt kan forventes tilstrækkelig høj effekt af en behandling med fx  $1,0 \text{ l ha}^{-1}$  Roundup ( $360 \text{ g Glyphosat l}^{-1}$ ). Dette forudsætter dog, at ukrudtet er i god vækst. Hvis ikke, typisk pga. tørke, må behandlingen i stedet gennemføres efter 2. års hveden (før vårbyg) og sent på efteråret af hensyn til efterafgrøden. I så fald er der behov for at anvende en større mængde af midlet ( $4,0 \text{ l ha}^{-1}$ ). Vi vurderer ud fra kendte situationer, at grænsen for om ukrudtet er så tørkeramt, at der ikke vil være tilstrækkelig effekt af en behandling med Glyphosat før høst, ligger ved et vandbalanceunderskud på ca. 150 mm. Denne vurdering er noget usikker. Modelmæssigt vil behandlingen blive lagt i 1. års hveden. Bekæmpelse før høst er ikke tilladt i kornmarker til fremavl, og det skal ske senest 14 dage før høst. Uanset hvor i sædskiftet Glyphosatbehandlingen gennemføres er de opstillede kriterier ensbetydende med, at alle arealer med scenarie 1 behandles én gang hvert 5. år.

Sædskiftet har stor betydning for skadevoldernes livsbetingelser og udvikling. Inddragelsen af en vårsædsafgrøde (vårbyg) med helt anden årsrytme end den dominerende vintersæd vil alt andet lige reducere mængden af græsukrudt meget væsentligt. I det valgte sædskifte øges belastningen med ukrudt og svampe især pga. dyrkningen af 2. års hvede, hvorfor også pesticidanvendelsen øges. Dette gælder både i det pløjede og i de pløjefri scenarier. Når der i scenarierne 2, 3 og 4 anvendes en relativt stor mængde af Glyphosat forud for vårbyg sammenlignet med andre afgrøder ( $1,5 \text{ l ha}^{-1}$ , jf. Tabel 4-7) skyldes det, at ukrudtet her har haft længere tid til at spire og gro, end når det er ukrudt i et falsk såbed forud for vintersæd, der skal bekæmpes. Efterafgrødens konkurrenceevne og den sene behandling med Glyphosat er i sig selv vigtige elementer i ukrudtsbekæmpelsen.



**TABEL 4-4. BEHANDLINGSDATOER SAMT PESTICIDER ANVENDT I VINTERRAPS I DE FORSKELLIGE SCENARIER. H = HERBICID, F = FUNGICID OG I = INSEKTICID**

Scenarie	Dato	Midler til vinterraps			
		Handelsnavn	Mængde per ha	Aktivstof	Koncentration
Alle scenarier	11.08	Command (H)	0,25 l	Clomazon	300 g l <sup>-1</sup>
	11.08	Stomp CS (H)	0,44 l	Pendimethalin	400 g l <sup>-1</sup>
	10.09	Agil 100 EC (H)	0,25 l <sup>1)</sup>	Propaquizafop	100 g l <sup>-1</sup>
	25.09	Cyperb 100 (H)	0,2 l	Cypermethrin	100 g l <sup>-1</sup>
	11.11	Kerb 400 SC (H)	1,0 l	Propyzamid	400 g l <sup>-1</sup>
	20.04	Matrigran 72 SG(H)	110 g <sup>2)</sup>	Clopyralid	720 g kg <sup>-1</sup>
	01.05	Avaunt (I)	0,17 l	Indoxacarb	150 g l <sup>-1</sup>
	25.05	Orius 200 EW (F)	0,5 l	Tebuconazol	200 g l <sup>-1</sup>
	25.05	Amistar (F)	0,35 l	Azoxystrobin	250 g l <sup>-1</sup>
Derudover i scenarierne 2, 3 og 4	08.08	Roundup (H)	1,0 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>

<sup>1)</sup> På 1 ud af 10 ha (i foragre). Tilsat sprede-klæbemiddel

<sup>2)</sup> Tilsat 0,5 l ha<sup>-1</sup> Renol (penetreringsolie uden aktivstof)

**TABEL 4-5. BEHANDLINGSDATOER SAMT PESTICIDER ANVENDT I 1. ÅRS VINTERHVEDE I DE FORSKELLIGE SCENARIER. H = HERBICID, F = FUNGICID OG I = INSEKTICID**

Scenarie	Dato	Midler til 1. års vinterhvede			
		Handelsnavn	Mængde per ha	Aktivstof	Koncentration
Alle scenarier	17.09	Boxer EC (H)	1,0 l	Prosulfocarb	800 g l <sup>-1</sup>
	17.09	DFF (H)	0,05 l	Diflufenican	500 g l <sup>-1</sup>
	17.09	Oxitril CM (H)	0,1 l	Bromoxynil	200 g l <sup>-1</sup>
				Ioxynil	200 g l <sup>-1</sup>
	25.04	Monitor (H)	12 g	Sulfosulfuron	800 g l <sup>-1</sup>
	25.04	Ally ST <sup>1)</sup> (H)	3 g <sup>2)</sup>	Metsulfuronmethyl	500 g kg <sup>-1</sup>
	25.04	Flexity (F)	0,125 l	Metrafenon	300 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Rubric (F)	0,15 l	Epoxiconazol	125 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Proline EC 250(F)	0,15 l	Prothioconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	01.06	Viverda <sup>3)</sup> (F)	0,5 l	Boscalid	140 g l <sup>-1</sup>
				Pyraclostrobin	60 g l <sup>-1</sup>
				Epoxiconazol	50 g l <sup>-1</sup>
	18.06	Rubric (F)	0,15 l	Epoxiconazol	125 g l <sup>-1</sup>
	18.06	Proline (F)	0,15 l	Prothioconazol	250 g l <sup>-1</sup>
Derudover:					
Scenarie 1	10.08	Roundup (H)	1,0 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>
Scenarierne 2, 3 og 4	08.09	Roundup (H)	1,0 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>

<sup>1)</sup> Tilsat sprede-klæbemiddel

<sup>2)</sup> 0,4 tablet á 7,5 g

<sup>3)</sup> Tilsat 0,5 l ha<sup>-1</sup> Ultimate S (additiv uden aktivstoffer)

**TABEL 4-6. BEHANDLINGSDATOER SAMT PESTICIDER ANVENDT I 2. ÅRS VINTERHVEDE MED EFTERAFGRØDE I DE FORSKELLIGE SCENARIER. H = HERBICID, F = FUNGICID OG I = INSEKTICID**

Scenarie	Dato	Midler til 2. års vinterhvede med efterafgrøde			
		Handelsnavn	Mængde per ha	Aktivstof	Koncentration
Alle scenarier	01.10	Boxer EC (H)	1,5 l	Prosulfocarb	800 g l <sup>-1</sup>
	01.10	DFE (H)	0,05 l	Diflufenican	500 g l <sup>-1</sup>
	01.10	Oxitril CM (H)	0,1 l	Bromoxynil	200 g l <sup>-1</sup>
				Ioxynil	200 g l <sup>-1</sup>
	25.04	Flexity (F)	0,125 l	Metrafenon	300 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Rubric (F)	0,15 l	Epoxiconazol	125 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Proline EC 250(F)	0,15 l	Prothioconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	01.06	Viverda <sup>1)</sup> (F)	0,5 l	Boscalid	140 g l <sup>-1</sup>
				Pyraclostrobin	60 g l <sup>-1</sup>
				Epoxiconazol	50 g l <sup>-1</sup>
	18.06	Rubric (F)	0,15 l	Epoxiconazol	125 g l <sup>-1</sup>
	18.06	Proline (F)	0,15 l	Prothioconazol	250 g l <sup>-1</sup>
Derudover: Scenarie 1.	25.04	Monitor (H)	12 g	Sulfosulfuron	800 g l <sup>-1</sup>
	25.04	Ally ST <sup>2)</sup> (H)	3 g <sup>3)</sup>	Metsulfuronmethyl	500 g kg <sup>-1</sup>
Scenarie 2, 3 og 4	23.09	Roundup (H)	1,0 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>
	25.04	Broadway <sup>4)</sup> (H)	165 g	Florasulam	22,8 g kg <sup>-1</sup>
	25.04	Bumber (F)	0,2 l	Propiconazol	250 g l <sup>-1</sup>

<sup>1)</sup> Tilsat 0,5 l ha<sup>-1</sup> Ultimate S (additiv uden aktivstoffer). <sup>2)</sup> Tilsat sprede-klæbemiddel  
<sup>3)</sup> 0,4 tablet á 7,5 g. <sup>4)</sup> Tilsat 0,5 l ha<sup>-1</sup> PG 26N (additiv uden aktivstoffer)

**TABEL 4-7. BEHANDLINGSDATOER SAMT PESTICIDER ANVENDT I VÅRBYG I DE FORSKELLIGE SCENARIER. H = HERBICID, F = FUNGICID OG I = INSEKTICID**

Scenarie	Dato	Midler til vårbyg			
		Handelsnavn	Mængde per ha	Aktivstof	Koncentration
Alle scenarier	15.05	Hussar OD (H)	0,025 l	Iodosulfuron	100 g l <sup>-1</sup>
				Mefenpyr-diethyl	300 g l <sup>-1</sup>
	15.05	DFE (H)	0,020 l	Diflufenican	500 g l <sup>-1</sup>
	15.05	Oxitril (H)	0,15 l	Bromoxynil	200 g l <sup>-1</sup>
				Ioxynil	200 g l <sup>-1</sup>
	15.06	Proline (F)	0,15 l	Prothioconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	15.06	Folicur EC 250 (F)	0,15 l	Tebuconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	15.06	Comet (F)	0,15 l	Pyraclostrobin	250 g l <sup>-1</sup>
	15.06	Cyperb 100 (I)	0,15 l	Cypermethrin	100 g l <sup>-1</sup>
Derudover: Scenarie 2, 3 og 4	01.11	Roundup (H)	1,5 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>

<sup>1)</sup> Behandlingen gennemføres kun såfremt det ikke var muligt at bekæmpe rodukruddet før høst af 1.-årshveden (jf. Tabel 4-5)

**TABEL 4-8. BEHANDLINGSDATOER SAMT PESTICIDER ANVENDT I VINTERBYG I DE FORSKELLIGE SCENARIER. H = HERBICID, F = FUNGICID, I = INSEKTICID OG V=VÆKSTREGULERINGSMIDDEL**

Scenarie	Dato	Middel til vinterbyg			
		Handelsnavn	Mængde per ha	Aktivstof	Koncentration
Alle scenarier	01.10	Boxer EC (H)	1,5 l	Prosulfocarb	800 g l <sup>-1</sup>
	01.10	DFE (H)	0,05 l	Diflufenican	500 g l <sup>-1</sup>
	01.10	Oxitril (H)	0,1 l	Bromoxynil	200 g l <sup>-1</sup>
				Ioxynil	200 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Folicur (F)	0,25 l	Tebuconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	01.06	Folicur (F)	0,15 l	Tebuconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	01.06	Proline (F)	0,2 l	Prothioconazol	250 g l <sup>-1</sup>
	01.06	Comet (F)	0,15 l	Pyraclostrobin	250 g l <sup>-1</sup>
	01.06	Cerone (V)	0,2 l	Ethephon	480 g l <sup>-1</sup>
Derudover: Scenarie 1, 2 og 3	10.05	Starane XL (H)	0,5 l	Fluroxypyr Florasulam	100 g l <sup>-1</sup> 2,5 g l <sup>-1</sup>
Scenarie 2 og 3	10.09	Roundup (H)	1,5 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>
Scenarie 4	10.09	Roundup (H)	1,0 l	Glyphosat	360 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Hussar OD (H)	0,025 l	Iodosulfuron	100 g l <sup>-1</sup>
	10.05	Starrane 180 S(H)	0,3 l	Mefenpyr-diethyl Fluroxypyr	300 g l <sup>-1</sup> 180 g l <sup>-1</sup>

#### 4.1.4 Høst

Der er ikke noget entydigt grundlag for at differentiere mellem scenarierne, når det handler om høsttidspunkter eller høstudbytter på JB6. Vi forudsætter god driftsledelse, hvilket er særlig nødvendigt i scenarierne med pløjefri dyrkning, og specielt i scenarie 4. Med denne forudsætning regner vi for alle scenarier med at opnå de udbytter, der er anført i Tabel 4-9. Udbytterne af kerne og frø anført i tabellen er altså realistiske under de anførte forudsætninger. Halmudbytterne er beregnet ud fra udbytterne af kerne og frø ved at gøre brug af de forholdstal, som anvendes af Danmarks Statistik ved deres opgørelse af halmudbytter.

I modsætning til indholdet af de øvrige tabeller i Afsnit 4.1 er høstudbytter et model-output, og værdierne i Tabel 4-9 anvendes primært til kontrol af afgrødefunktionerne i Daisy. Det er de beregnede værdier som videreføres i modelleringen, eksempelvis halmudbytter. Halmen efterlades i alle tilfælde i marken og indarbejdes i jorden i forbindelse med efterfølgende jordbearbejdning og ved biologisk aktivitet.

Udbyttet af efterafgrøden (olieræddike; 18 hkg tørstof ha<sup>-1</sup>) svarer til hvad der er opnået i løbet af sensommeren og efteråret i landsforsøg som gennemsnit af en 3-års periode (Østergaard og Mikkelsen 2012, s. 229). Der er erfaringsmæssigt stor årsvariation på udbytterne af olieræddike.

**TABEL 4-9. HØSTDATOER SAMT UDBYTTER AF HOVEDAFGRØDE (VED STANDARD LAGERFAST VANDINDHOLD) OG AF EFTERAFGRØDEN OPNÅET I ALLE SCENARIERNE**

Afgroede	Høstdato	Udbytte hovedafgroede, kg ha <sup>-1</sup>		Efterafgroede	Udbytte af efterafgroede, hkg tørstof ha <sup>-1</sup>
		Kerne/frø	Halm		
Vinterraps	15.08	4200	3780		
Vinterhvede	25.08	8500	4675		
Vinterhvede, efterafgroede	27.08	8000	4400	Olieræddike	18
Vårbyg	20.08	6500	3575		
Vinterbyg	25.07	7000	3850		

#### 4.1.5 Arbejdsbredde, dækbredde og dæktryk

Valget af dyrkningsscenarie (maskintyper) påvirker omfanget af færdsel såvel som påvirkningernes størrelse og (i samspil med vejrfaktorer) jordens reaktion på de enkelte overkørsler. Det er i særlig grad færdsel med traktoren i forbindelse med såning og (i visse tilfælde) tromling, pesticidsprøjtninger og gødskning efter såningen, som påvirker jordens overfladestruktur igennem længere tid. Det er derfor disse maskiner og arbejdsoperationer, der er i fokus.

Oplysningerne i Tabel 4-10 danner grundlag for at beregne omfanget af den mest relevante færdsel med tilhørende sporareal og påvirkningsgrad (marktryk og jordpakning). Der indgår kun data for traktorernes bagdæk (med valgt, passende dækkudrustning), fordi bagdækkene typisk giver den største påvirkning og fordi bag- og fordæk typisk vil følge samme spor. Ved kørsel på nyligt løsnet jord anvendes dobbelt hjulmontage (tvillinghjul) for at mindske marktrykket og spordannelsen. Traktoren til sprøjtning og gødningsudbringning påregnes udstyret med 54 cm brede standarddæk (fx af typen "Kleber Gripker") frem for smalle specialdæk, der holder sig inden for plejesporene. Det skyldes ønsket om mindre jordpakningen. Ved sprøjtning senere i vækstsæsonen vil man nok skifte til smallere dæk, men på dette tidspunkt er pakningen mindre kritisk i forhold til plantevæksten.

Arbejdsbredden refererer til bredden af redskabet. Arbejds- og dækbredder i en given arbejdsgang bestemmer tilsammen relativt sporareal med en given grad af påvirkning.

**TABEL 4-10. ARBEJDSBREDDE, DÆKBREDDE OG DÆKTRYK FOR MASKINER ANVENDT I DE FORSKELLIGE DYRKNINGSSCENARIER VED OG EFTER SÅNING SAMT VED EFTERFØLGENDE GØDNINGSTILDELINGER OG PESTICIDBEHANDLINGER**

Traktor	Arbejdsoperation	Dækbredde <sup>*)</sup> cm	Dæktryk <sup>*)</sup> kPa	Arbejds- bredde, m
John Deere 6.210R	Såning, scenarierne 1-3	130 <sup>**)</sup>	80	4,0
John Deere 6.150R	Såning i scenarie 4	71	100	4,0
John Deere 6.105R	Tromling i scenarie 1	108 <sup>**)</sup>	100	6,0
John Deere 6.105R	Sprøjtning og gødskning, alle scenarier	54	120	24,0

<sup>\*)</sup> Typisk dækkudrustning, kun data for traktorens bagdæk

<sup>\*\*)</sup> Der er monteret tvillinghjul

## 4.2 Opsætning af Daisy-modellen

Daisy skal regne på dyrkningsscenarierne beskrevet i Afsnit 4.1. Alle oplysninger fra dette afsnit indgår direkte eller indirekte i analysen. Scenarie nr. 2 og 3 (Tabel 4-1) adskiller sig imidlertid udelukkende fra hinanden på harvningsdybden, og det stod hurtigt klart, at Daisy i praksis ikke vil kunne skelne på pesticidvaskningen mellem disse to scenarier. Baggrunden er, at vi ikke har belæg for, at overfladelagets hydrauliske egenskaber påvirkes forskelligt ved de to bearbejdningsdybder, og at de øvrige, kendte effekter på halmnedmuldning m.v. åbenbart ikke slår igennem i beregningerne. Vi har på det grundlag valgt at udelade al videre omtale af dyrkningsscenarie nr. 3 (Harvning til 20-25 cm dybde) fra analysen. I nærværende afsnit gøres der således rede for, hvordan Daisy sættes op til at gennemføre beregninger af pesticidvaskning i de resterende 3 scenarier (nr. 1, 2 og 4) med tilhørende følsomhedsanalyser.

### 4.2.1 Jord og jordbearbejdning

Udgangspunktet for scenarieanalysen er forsøgsarealet i Tåstrup med tilhørende modellering (Afsnit 2 og 3). Parameterværdier for jorden herfra (Afsnit 3.3.1) er anvendt i scenarieanalysen med nogle vigtige undtagelser, som er beskrevet i det følgende.

Da markerne i Karlslunde og Sorø i langt højere grad end forsøgsmarkerne F1 og F2 i Tåstrup repræsenterer forholdene med reduceret (pløjefri) jordbearbejdning i scenariebeskrivelsen (Afsnit 4.1) har vi valgt at bruge  $A_p$  horisonten (de øverste 25 cm) fra de bedst beskrevne arealer herfra (hhv. K3 og S8) i hele scenarieanalysen, herunder i det pløjede scenarie. De to jordtyper er lidt forskellige. K3 har et lerindhold på 17,1 %, mens lerindholdet i S8 er 11,6 %. Så ved at gennemføre beregninger for begge opnås en form for følsomhedsanalyse over for overjordens tekstur. Parameterværdier for disse pløjelag kombineres med parameterværdier for underjorden i Taastrup. Herved opstår scenariernes to jordtyper benævnt hhv. KT og ST.

For scenarie 1 (Pløjning) bestemmes de hydrauliske egenskaber i overfladelaget (0-3 cm) dynamisk med de modificerede WEPP-relationer, idet denne fremgangsmåde vurderes som tilfredsstillende på pløjet jord (Afsnit 3.2). Specifikt anvendes kalibreringen fra forsøgsarealet F3 i Taastrup med tilpasninger af tekstur og indhold af organisk stof i henhold til jordtyperne. WEPP-relationerne kunne også beskrive udviklingen med reduceret jordbearbejdning i Taastrup-forsøget, men ikke i de mere realistiske dyrkningssystemer undersøgt i Sorø og Karlslunde. Her blev der eksperimentelt fundet langt mindre variation i de hydrauliske egenskaber end på de pløjede arealer i Taastrup, og en statisk beskrivelse vurderes at være fyldestgørende (Afsnit 3.2.4). For scenarie 2 (Harvning) samt scenarie 4 (Direkte såning) er overfladelagets hydrauliske egenskaber derfor holdt konstant over året og er baseret på medianværdier af måleresultater. Måleværdier for hydraulisk ledningsevne er brugt til at kalibrere hydrauliske ledningsevnefunktioner indeholdt i Hypres. Hydrauliske egenskaber i den resterende del af  $A_p$ -horisonten (under overfladelaget) bestemmes i princippet med Hypres ud fra jordens teksturelle sammensætning, volumenvægt samt indhold af organisk stof. Hypres er valgt fordi den som vist i Tabel 3-2 passer ganske godt med måledata, og fordi den også forventes at give et realistisk bud på hydraulisk ledningsevne for mere tør jord, som vi har brug for, men hvor vi ikke har måledata. Vi endte således med ikke at bruge de optimerede værdier for  $K_{sat}$  og  $l$  fordi de gav en urealistisk lav ledningsevne for tør jord.

Ovennævnte modelopsætning danner grundlag for 2 (jordtyper) x 3 (jordbearbejdnings), dvs. i alt 6 sæt af scenarieberegninger, hvor jordens egenskaber kombineres med jordbearbejdningen. Opsætningen baserer sig alene på gennemførte målinger af overfladelagets hydrauliske egenskaber og tager dermed ikke højde for, at ledningsevnen i visse tilfælde var så lav, at den ikke kunne måles (Tabel 2-5). Dette var særligt udtalt i hjulspor på pløjet jord og i én af to sene efterårsperioder, mens der ikke blev fundet kritisk lave værdier med reduceret jordbearbejdning i Karlslunde og Sorø. Der er derfor lavet yderligere to opsætninger for pløjet jord (én for hver af de to jordtyper), som skal repræsentere forholdene på delarealer med strukturskader i overfladelaget (hjulspor). Opsætningerne adskiller sig alene fra forannævnte opsætninger for pløjet jord på overfladelaget:

Volumenvægten sættes her lig med gennemsnittet af, hvad der er målt i sporarealer i F4, og den hydrauliske ledningsevnefunktion bestemmes ud fra en værdi ved mætning på  $0,40 \text{ mm time}^{-1}$ . Denne konstante værdi svarer nogenlunde til grænseværdien defineret ved infiltrometrenes målefølsomhed og nærmer sig grundlæggende ”worst case-”observationer i felten fra efterårsperioden 2012 (se fx forsidefoto). Den underbygges endvidere af tidligere måleresultater fra strukturskadet jord opnået med anden teknik (Petersen et al, 2008), og er tidligere på det grundlag brugt til at repræsentere overfladelaget i køreskadede jord (Petersen et al., 2013). Der indgår således i alt 8 kombinationer af jord og jordbearbejdning i scenarieanalysen (Tabel 4-11).

**TABEL 4-11. SCENARIER FOR BEREKNING AF PESTICIDUDVASKNING. KT OG ST REFERERER TIL JORDTYPEN (OVERJORD FRA HHV. KARLSLUNDE OG SORØ KOMBINERET MED UNDERJORD FRA TAASTRUP). HYDRAULISKE EGENSKABER I OVERFLADELAGET ER ENTEN (FOR PLØJET JORD)BESTEMT DYNAMISK MED WEPP ELLER (VED REDUCERET JORDBEARBEJDNING) STATISK UD FRA MEDIANVÆRDIER AF MÅLERESULTATER. I MIN-OPSÆTNINGERNE FOR PLØJET JORD SÆTTES MÆTTET HYDRAULISK LEDNINGSEVNE TIL  $0,40 \text{ MM TIME}^{-1}$  (SE TEKSTEN). JORDBEARBEJDNING REFERERER TIL 3 AF DE 4 SCENARIER BESKREVET I AFSNIT 4.1, HHV. SCENARIO 1 (PLØJNING), SCENARIO 2 (HARVNING, 8-12 CM) OG SCENARIO 4 (DIREKTE SÅNING)**

	Jord							
	KT				ST			
Egenskaber i overfladelag	Dynamisk, WEPP	Statisk, Median	Statisk, Median	Statisk, Min	Dynamisk, WEPP	Statisk, Median	Statisk, Median	Statisk, Min
Jordbearbejdning	Pløjning	Harvning	Direkte såning	Pløjning	Pløjning	Harvning	Direkte såning	Pløjning
Scenarie-navn	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min

I scenariebeskrivelsen forudsættes brug af brede tvillingmonterede lavtryksdæk på såvel pløjet som harvet jord i forbindelse med afgrødeetablering (Tabel 4-10). Det er derfor usandsynligt, at der opstår spor med væsentlige strukturskader i disse scenarier. Ved direkte såning anvendes ikke tvillingmonterede dæk, men erfaringerne fra Taastrup og Sorø tyder ikke på, at dette medfører strukturskader. Det vil derfor ikke være relevant at vægte beregnet udvaskning i henhold til arealer med forventede strukturskader. Min-scenarierne skal dermed alene illustrere, hvordan det kunne gå, såfremt man ikke i dyrkningen tager tilstrækkeligt hensyn til overfladestrukturen.

På Rørrendegård i Taastrup er det en usædvanlig lille del af nedbørsoverskudet, der ender i dræn (op til 17 % ifølge Petersen et al, 2004), og dræningsbehovet er dermed ikke stort. Årsagen ligger formentlig i topografien kombineret med, at undergrunden er relativt sandet. For bedre at repræsentere typiske drænedede marker i Danmark, er der foretaget en justering af nedre rand. Det er valgt at repræsentere den nedre rand, som en aquitard der befinder sig fra 2 til 4 meter under jordoverfladen. Den mættede ledningsevne i aquitarden er sat til  $0,1 \text{ mm per time}$ . Under denne befinder sig en aquifer med et tryk der svarer til en grundvandsstand to meter under terræn. Denne nedre rand sikrer, at en større del af nedbørsoverskudet ender i drænene.

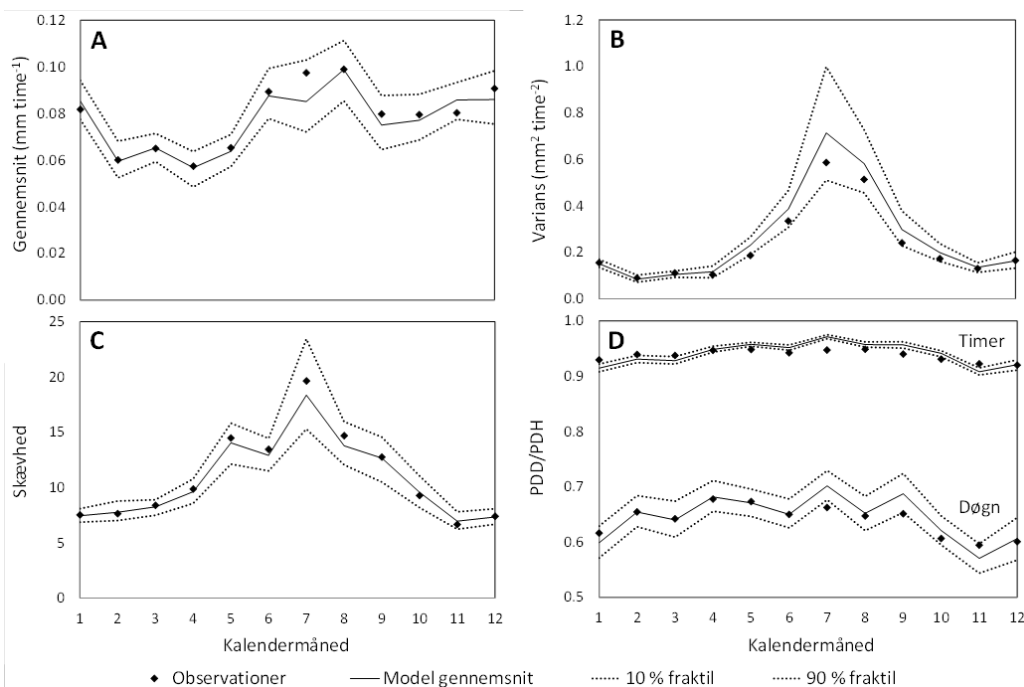
#### 4.2.2 Vejr

For at simulere pesticidudvaskningen realistisk er det nødvendigt at have adgang til nedbørsdata med tilstrækkelig høj tidslig opløsning, fx timeværdier (Petersen et al., 2013). Modellsimuleringerne drives derfor af timeværdier for nedbør samt døgnværdier for globalstråling, lufttemperatur, luftfugtighed og vindhastighed. Fordampningsberegningerne er baseret på den af FAO anbefalede metode til beregning af referencefordampning (Allen et al., 1998) og den i Daisy implementerede metode til beregning af vandoptagelse og aktuel fordampning (Hansen et al., 1990, Hansen og Abrahamsen, 2008).

Vejrforhold og specielt nedbørsmønstre har meget stor indflydelse på risikoen for pesticidudvaskning, men lange ubrudte tidsserier af vejrdata med timeværdier er desværre sjældne. Der findes nogle få relativt lange nedbørsserier, men de øvrige vejr-variable findes oftest kun som døgnværdier og sjældent fra de målestationer, hvor der foreligger nedbørsdata på timebasis. Vi har derfor valgt at anvende kunstigt (statistisk) genereret vejr, hvilket giver mulighed for at arbejde med tidsserier af næsten vilkårlig længde. Den stokastiske nedbørsmodel, RainSim V3 (Burton et al. 2008) er brugt til at generere en 3000 år lang tidsserie for kunstigt nedbør (timeværdier). RainSim blev forud tilpasset et nedbørsklima svarende til østdanske forhold, da kalibreringen blev foretaget ud fra en 30 år lang (1983-2012) nedbørsserie af timeværdier fra en målestation ved Københavns Lufthavn (leveret af Danmarks Meteorologiske Institut, DMI). Den kunstigt genererede, 3000 år lange nedbørsserie besidder de samme statistiske egenskaber som den 30 år lange observerede nedbørsserie. Statistikker benyttet i kalibreringen er: Middelværdi, varians, skævhed og "proportion of dry days" (PDD).

Figur 4-4 illustrerer modellens evne til at genskabe den observerede tidsserie. Statistiske nøgletal beregnet ud fra observationerne sammenlignes med tilsvarende værdier beregnet for 100 simulerede nedbørsserier, hvor såvel middelværdier som 10 og 90 % fraktilerne er vist. Kalibreringen af RainSim betragtes som acceptabel når observationerne ligger inden for 10 og 90 % fraktilerne, hvilket er tilfældet, på nær for "proportion of dry hours". Selv målt på denne parameter er afstanden til middelværdien dog så lille, at kalibreringen godtages. Desuden gør modellen et udmærket arbejde når "proportion of dry days" beregnes.

Statistikken for skævhed og varians af timenedbør vist i Figur 4-4 illustrerer forekomsten af kortvarige, men nedbørstunge regnhændelser, som har særlig betydning i forbindelse med pesticidudvaskning. I overensstemmelse med observationerne ses en tydelig årsvariation i begge statistikker, hvor den største skævhed i fordelingen af hændelser (forekomster af få, men særligt høje værdier) og den største variation forekommer i sommerhalvåret (maj til september). Dette tidsrum svarer i øvrigt til perioden, hvor hovedparten af pesticiderne udbringes på markerne.



**FIGUR 4-4. RAINSIM-MODELLENS EVNE TIL AT REPRODUCERE REALISTISKE NEDBØRSDATA ILLUSTRERET VED GENNEMSIT, VARIANS, SKÆVHED (AF TIMEVÆRDIER) OG ANDEL AF TØRRE DAGE OG TIMER (PDD HHV. PDH). MODELLEREDE DATA (KURVER REPRÆSENTERENDE GENNEMSIT SAMT 10 OG 90 % FRAKTILO) BASERET PÅ 100 30-ÅRS VEJRSERIER ER SAMMENLIGNET MED TILSVARENDE STATISTIKKER FOR 30 ÅRS OBSERVEREDE DATA FRA KØBENHAVNS LUFTHAVN I KASTRUP (PUNKTER)**

Den kunstigt genererede nedbørsserie er brugt til at drive en statistisk vejr-generator, CRU-WG (Kilsby et al. 2007), som supplerer timeværdier for nedbør med døgnværdier for de øvrige vejrvariable (temperatur, globalstråling, luftfugtighed og vind). Vejr-generatoren er ligeledes kalibreret med en 30 år lang vejrserie fra Københavns Lufthavn (leveret af DMI), men af døgnværdier, da timeværdier ikke findes for de øvrige variable. Vejr-generatoren benytter statistiske sammenhænge mellem nedbør og de øvrige variable til at generere vejr, der matcher den 3000 år lange kunstige nedbørsserie. En mere dybdegående beskrivelse af den kunstigt genererede vejrserie kan findes i Rasmussen et al. (2016).

Den komplette vejrserie, hvorfra data til brug i simuleringerne hentes, er som sagt 3000 år lang og består af timeværdier for nedbør kombineret med døgnværdier for temperatur, luftfugtighed, globalindstråling og vind. En så lang tidsserie giver mulighed for at gentage beregningerne mange gange, hvor den eneste forskel er vejret, der driver den enkelte simulering. Herved er det muligt at reducere eller måske helt eliminere vejrets indflydelse på beregningsresultaterne, så fokus kan lægges på effekter af jorden og af jordbearbejdningen i det pågældende klima. Mange beregninger kræver imidlertid lang beregningstid, hvilket i praksis har været en begrænsende faktor. Vi har derfor ikke anvendt hele vejrserien i nærværende projekt.

Beregningerne er gennemført med tilfældigt sammensatte serier af vejrdato for perioder á 15 år. I løbet af 15 år gennemløbes modelejendommens sædskifte i alt 3 gange. Der er tid til, at modellen kan få en ”opvarmingsperiode” på 5 år, hvor pesticidudvaskningen næppe er i balance og derfor ikke registreres, hvorefter der registreres samlet udvaskning af hvert enkelt pesticid i de resterende 10 år (dvs. i 2 fulde rotationer). Der gennemføres beregninger for i alt 99 sådanne 15-års perioder.

Det er ikke nødvendigvis den samlede udvaskning af et pesticid, som forvolder økologiske skader i et vandløb. Skaderne kan hænge sammen med forekomster af kortvarige, men særligt høje koncentrationer (puls påvirkninger). Vi har set på hyppigheden af sådanne med varighed på en time.



Timeværdier for udvaskning udtages ikke for alle de 99 simulerede 10-årsperioder, idet dette vil generere uoverskueligt mange data. Analysen af timeværdier er i stedet udført på den af de 99 10-årsperioder, der giver størst samlet udvaskning af pesticider målt i  $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$ .

#### 4.2.3 Pesticidegenskaber med indflydelse på transport

I scenariebeskrivelserne indgår i alt 27 forskellige pesticider (Tabel 4-4 - Tabel 4-8). Disse anvendes alle i simuleringerne i mængder og på tidspunkter, som anført. Pesticiderne har meget forskellige egenskaber, hvilket kan påvirke udvaskningen. Nogle egenskaber indgår i Daisy som parameterverdier, og nogle af disse kan man finde kvantificeret i offentligt tilgængelige databaser. Det gælder for stoffernes nedbrydningshastighed og for sorptionskapaciteten i overjord. Således indgår sorptionsegenskaber ved ligevægt, der enten beskrives med en lineær fordelingskoefficient (typisk i form af en  $K_{oc}$ -værdi, dvs. fordelingskoefficient mellem organisk kulstof i jorden og vand), eller med parameterverdier for en såkaldt Freundlich ikke-lineær fasefordeling ( $K_{foc}$  og  $1/n$ ), hvor en sådan har været bedre overensstemmende med måledata (Tabel 4-12). Hvor begge har været tilgængelige er der anvendt lineær sorption, da den lineære sorptionsmodel er bedst testet i Daisy. Pesticidernes nedbrydningshastighed indgår som en halveringstid ( $DT_{50}$ ), dvs. som den tid det forventeligt tager at nedbryde halvdelen af et udbragt stof i overjorden. Nedbrydningshastigheden falder med dybden, og under 1 meters dybde regnes slet ikke med nedbrydning

Daisy har indbygget kapacitet til at regne med tidsafhængig sorption og desorption (ikke-momentan ligevægt), om end parameterverdier til beskrivelse heraf sjældent foreligger i tilgængelig form. Det samme gælder for kolloidfaciliteret transport, hvor pesticidet er bundet til løse jordpartikler og bevæger sig i jorden sammen med disse. Vi har tidligere arbejdet succesfuldt med tidsafhængig sorption og desorption af Glyphosat beskrevet ved en 1. ordens kinetik (Gjettermann et al, 2009; Gjettermann et al., 2011, Hansen et al., 2012), og hastighedskonstanter herfra er derfor anvendt som supplement til oplysningerne om sorption ved ligevægt i Tabel 4-12 for dette stof. Det antages således, at sorptionskapaciteten (ligevægtssorptionen) kan deles i en svag sorption, der udgør 10% af kapaciteten, og en stærk sorption, der udgør 90% af kapaciteten. Hastighedskonstanterne for den stærke og svage sorption er henholdsvis  $0,005 \text{ time}^{-1}$  og  $0,05 \text{ time}^{-1}$ . Ved at medtage både tidsafhængig sorption og kolloidfaciliteret transport har det været muligt at simulere udvaskningen af Glyphosat til dræn tilfredsstillende på to markarealer (Hansen et al., 2012). Vi har derfor valgt at bruge denne relativt komplekse beskrivelse af transport af Glyphosat i nærværende analyse. For de øvrige pesticider har vi anvendt en simplere beskrivelse uden tidsafhængig sorption og kolloidfaciliteret transport, som til gengæld kan parameteriseres fuldt ud fra offentlige databaser. Effekten af at regne med ikke-momentan sorption og desorption af Glyphosat er belyst ved følsomhedsanalyser (se Afsnit 6).

**TABEL 4-12. OPLYSNINGER OM SORPTION OG NEDBRYDNING ANVENDT VED PARAMETRISERING AF DE 27 PESTICIDER SOM INDGÅR I SCENARIEANALYSEN (MED VARIATIONSBRÆDE ANGIVET I PARENTES). HVIS IKKE ANDET ER ANFØRT STAMMER DATAENE FRA DEN EUROPÆISKE PESTICID DATABASE, FOOTPRINT (FOOTPRINT, 2015). BASERET PÅ OPLYSNINGER I TABEL 4-4 - TABEL 4-8 ER DET ENDVIDERE ANFØRT, OM PESTICIDERNE ANVENDES OM FORÅRET (FO), OM SOMMEREN (S) OG/ELLER OM EFTERÅRET (E). H = HERBICID, F = FUNGICID, I = INSEKTICID OG V=VÆKSTREGULERINGSMIDDEL**

Pesticid	Lineær	Freundlich		Nedbrydning DT <sub>50</sub> , Døgn	Sprøjtetidspunkt		
	K <sub>oc</sub> , L kg <sup>-1</sup> ***	K <sub>foe</sub> , L kg <sup>-1</sup> ***	1/n		FO	S	E
Azoxystrobin (F)	589 (304-739)			181 (121-262)	x		
Boscalid (F)		772 (507-1110)	0,86 (0,84-,89)	118 (28-208)		x	
Bromoxynil (H)	302 (108-239)			8 (7-10)	x		x
Clomazon (H)	300	287 (146-858)	0,89 (0,82-,95)	43 (16-90)		x	x
Clopyralid (H)	5 (3-7)			11 (2-24)	x		
Cybermethrin (I)	156250			69 (14-199)		x	x
Diflufenican (H)		1996 (1622-2369)	0,91 (0,88-0,93)	315 (224-621)	x		x
Epoxiconazol (F)		1073 (280-2647)	0,84 (0,77-0,91)	120 (44-124)	x	x	
Ethephon (V)		2540 (608-4078)	0,99 (0,98-1,01)	13 (6,8-20)		x	
Florasulam (H)	22 (4-54)			9 (2-18)	x		
Fluroxypyr (H)		68 (51-81)	0,93 (0,88-,92)	51 (34-86)	x		
Glyphosat ** (H)	1435 (884-60000)			12 (5-21)		x	x
Indoxacarb (I)	6450 (2200-8200)			20 (10-27)	x		
Iodosulfuron (H)	50			6	x		
Ioxynil (H)		303 (112-633)	0,92 (0,90-,96)	5	x		x
Mefenpyr-diethyl* (H)	625 (2200-8200)			10	x		
Metrafenon* (F)	7061 (2771-18602)			146 (70-221)	x		
Metsulfuronmethyl (H)		92 (26-345)	0,91 (0,85-0,93)	78 (77-114)	x		
Pendimethalin (H)	17581 (5067-29211)			90 (27-186)		x	x
Propaquizafob* (H)	400 (347-427)			85 (15-215)			x
Propiconazol (F)	1086 (384-1789)			214 (17-114)	x		
Propyzamid (H)	840 (548-1340)			56 (18-85)			x
Prosulfocarb (H)		1693 (1367-2339)	0,96 (0,9-1,0)	10 (7-13)			x
Prothioconazol (F)		2556 (1974-2995)	0,88 (0,85-0,91)	2 (1,3-2,8)	x	x	
Pyraclostrobin (F)	9304 (6000-16000)			32 (8-55)		x	
Sulfosulfuron (H)		33 (5,3-89)	0,93 (0,7-1,2)	45 (29-75)	x		
Tebuconazol (F)		769 (10-1249)	0,84 (0,7-1,2)	47 (26-92)	x	x	

\* Parametre for dette stof er fra IUPAC

\*\* Særlig detaljeret parametrisering er anvendt, se tekst

\*\*\* I Footprint (2015) knyttes der følgende betegnelser til stoffer karakteriseret med forskellige K<sub>oc</sub> eller K<sub>foe</sub>-værdier: <15 L kg<sup>-1</sup> = "Very mobile"; 15-75 L kg<sup>-1</sup> = "Mobile"; 75-500 L kg<sup>-1</sup> = "Moderately mobile"; 500-4000 L kg<sup>-1</sup> = "Slightly mobile"; > 4000 L kg<sup>-1</sup> = "Non- mobile"

#### 4.2.4 Følsomhedsanalyser

Følsomheden over for forudsætninger om jordtype og hydrauliske egenskaber i overfladelaget undersøges i forbindelse med alle udvaskningsberegninger, dvs. beregninger for alle anvendte pesticider (se Afsnit 4.2.1). Desuden indgår for særligt udvalgte pesticider undersøgelser vedrørende følsomheden over for antagelser om pesticidernes transportegenskaber og om anvendt pesticidmængde. Disse analyser beskrives i det efterfølgende.

Det fremgår af Tabel 4-12, at der er variation i Footprint-databasens (evt. IUPACs) oplysninger om pesticidegenskaber. Variationen afspejler bl.a. undersøgelsesresultater opnået i forskellige undersøgelser på forskellige jordtyper. Det er muligt, at man vil kunne se en tilsvarende variation med forskellig bearbejdning af samme jord, herunder de bearbejdningsformer, som indgår i scenarieanalysen. I mangel af anden information antager vi, at effekter af jordbearbejdning vil holde sig inden for det udfaldsrum, som er angivet i Footprint databasen. Vi gennemfører derfor følsomhedsberegninger over for pesticidegenskaber ved at bruge højeste og laveste parameterværdier i Tabel 4-12 som supplement til de allerede anvendte typiske værdier. Beregningerne gennemføres for Prosulfocarb, som er det pesticid, der anvendes i størst mængde i scenarierne. Dette resulterer i en 3\*3 matrice af pesticidegenskaber, hvor halveringstiderne for nedbrydning  $DT_{50}$  (hhv. 7, 10 og 13 døgn) kombineres med sorptionskonstanter  $K_{foc}$  (hhv. 1367, 1693 og 2339 L kg<sup>-1</sup>).

For pesticider beskrevet med lineær fordelingskoefficient  $K_{oc}$  vil den simulerede udvaskning som følge af en enkelt applikation også følge den udbragte mængde lineært. Det vil sige at en fordobling af den udbragte mængde også vil medføre en fordobling af den simulerede udvaskning. Dette er ikke nødvendigvis tilfældet for pesticider beskrevet med Freundlich sorption, herunder for Prosulfocarb (Tabel 4-12). For at give et isoleret bud på følsomheden af denne effekt er udvaskningsberegninger for Prosulfocarb suppleret med simuleringer for henholdsvis halv og dobbelt udbringning.

Glyphosat er særligt interessant, fordi stoffet anvendes hyppigt, sent på året og i relativt store mængder (lidt) afhængigt af jordbearbejdningen (Tabel 4-4 - Tabel 4-8). Beskrivelsen af Glyphosat adskiller sig som tidligere nævnt ved at inddrage kinetik i beskrivelsen af sorption, mens der for alle øvrige pesticider regnes med, at sorptionslignevægtene indtræder momentant. Der indgår desuden i Daisy en beskrivelse af, hvordan stoffet kan transporteres gennem jorden bundet til mobile kolloider (se Hansen et al., 2012). Effekten af om adsorptionen regnes som momentan eller tidsafhængig (som oprindelig forudsat) undersøges ved at gennemføre beregninger for Glyphosat med begge parametriseringer. Beregningerne gennemføres for alle scenarier i Tabel 4-11 og med inddragelse af kolloid-faciliteret transport som oprindelig forudsat. Effekten af kolloidfaciliteret transport på udvaskningen af Glyphosat undersøges ved (som supplement) at gennemføre beregninger uden denne facilitet. Ud over at belyse betydningen af kolloidfaciliteret transport af Glyphosat opnås med beregningerne et bud på, hvor meget udvaskningen maksimalt kan mindskes på grund af mindre kolloidmobilisering i jorde med reduceret jordbearbejdning. Denne vurdering er ikke mindst vigtig fordi vi er usikre på, i hvilken udstrækning jordbearbejdningen påvirker kolloidmobiliseringen (se Afsnit 3.3.2.1).

Endelig gennemføres der ligeledes for Glyphosat beregninger af effekter af nedbrydningshastighed ved (som supplement) at gennemføre beregninger med laveste  $DT_{50}$ -værdi fra Footprint (5 døgn). Disse sammenlignes med beregninger gennemført med en typisk  $DT_{50}$ -værdi på 12 døgn.

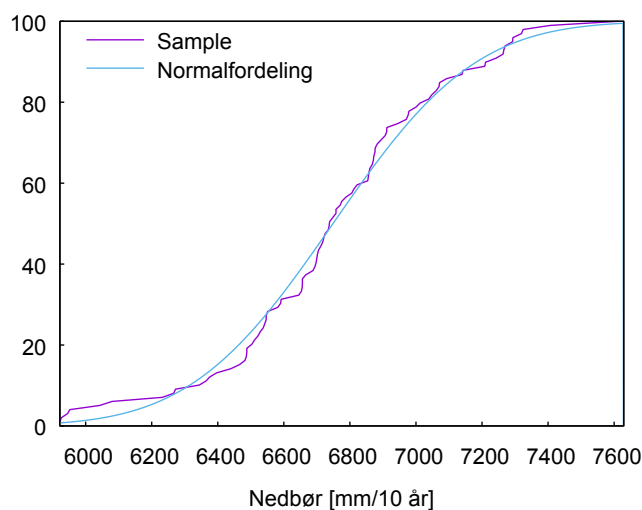
### 4.3 Resultater og diskussion

Der er som tidligere beskrevet simuleret pesticidudvaskning for 99 10-årsperioder (vejrscenarier), hver tillagt en opvarmningsperiode på 5 år. På grund af både tids- og pladskrav har vi ikke gemt timeværdier for alle disse mange modelkørsler. Timeværdier er kun gemt (og analyseret) for én udvalgt 10-årsperiode blandt de 99. Der er heller ikke gemt årsværdier, idet fokus ligger på sammenligninger baseret på hele sædskifter.

#### 4.3.1 Vandtransport til dræn

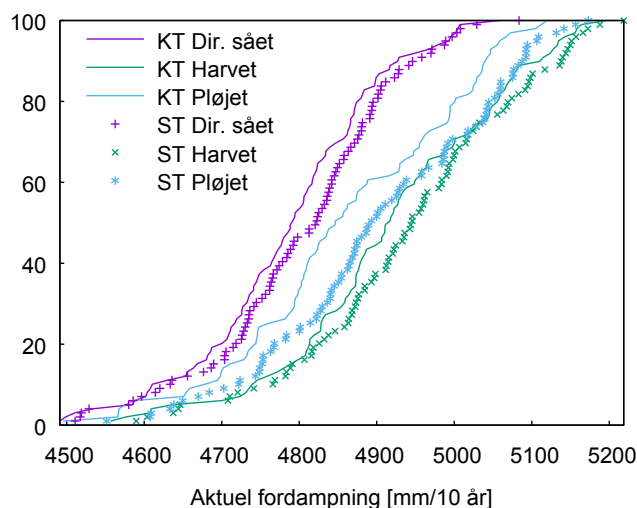
Udvaskningen af pesticider til dræn foregår med vand. Det er derfor relevant først at se på systemernes vandbalancer og specielt på vandtransporten til dræn. De to drivvariable for vandbalancer er nedbør og aktuel fordampning.

Nedbøren for de 99 vejrserier ligger mellem 5922 og 7614 mm per dekad. Nedbøren er tilnærmelsesvis normalfordelt med en middelværdi på 6751 mm og en spredning på 340 mm (Figur 4-5). Nedbøren er naturligvis den samme for alle behandlinger.



FIGUR 4-5. FORDELINGEN AF 10-ÅRS VÆRDIER FOR NEDBØR INDEN FOR DE 99 UNDERSØGTE PERIODER ("SAMPLE"). PÅ Y-AKSEN ER VIST AKKUMULERET HYPPIGHED AF 10-ÅRSVÆRDIER, SOM ER LAVERE END DEN TILHØRENDE VÆRDI PÅ X-AKSEN. "NORMALFORDELING" SVARER TIL EN (AKKUMULERET) NORMALFORDELING MED MIDDELVÆRDI PÅ 6751 MM OG EN STANDARDAFVIGELSE PÅ 340 MM

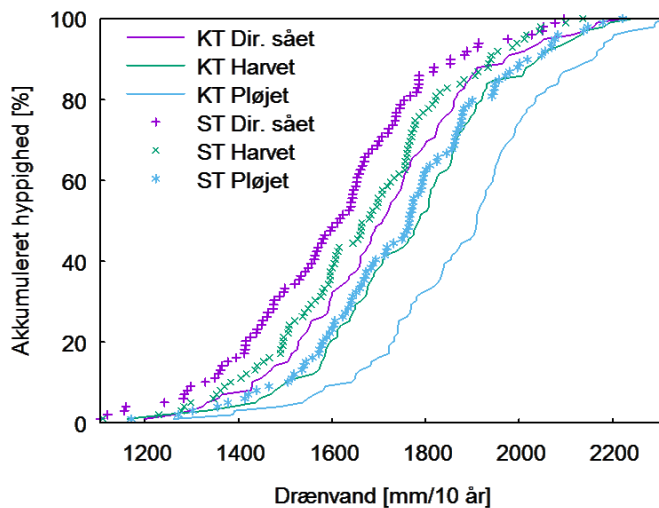
Den aktuelle fordampning (Figur 4-6) viser derimod variation med hensyn til både jordbearbejdning og jordtype (overjord). Fordampningen er generelt lavere på KT-jorden end på ST-jorden, og generelt lavest for scenarier med direkte såning og højest for harvede scenarier.



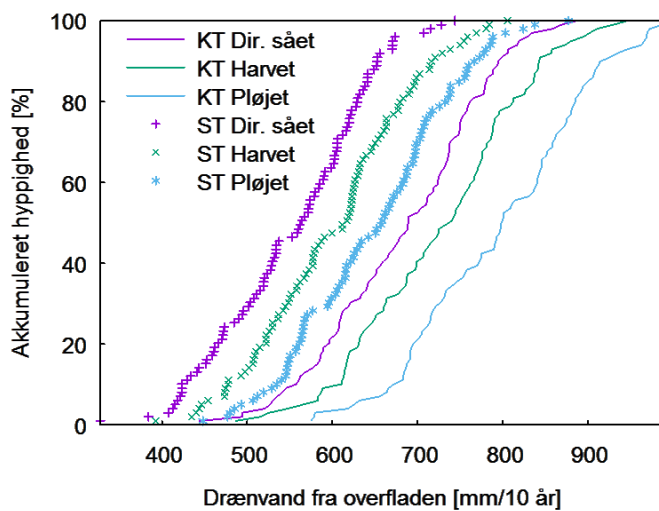
FIGUR 4-6. AKKUMULERET HYPPIGHED AF AKTUEL FORDAMPNING ( $\text{MM (10 \text{ \AA}R)^{-1}}$ ). RESULTATER FOR DE TO JORDE (KT OG ST) OG 3 BEHANDLINGER (DIREKTE SÅET, HARVET OG PLØJET)

At de to jorde har forskellig fordampning er ikke overraskende, da jordens fysiske egenskaber bestemmer dens evne til at fordampe vand gennem overfladen. Det samme forklarer, hvorfor den pløjede behandling giver en anden fordampning, da jorden er parametriseret anderledes. Den største forskel observeres mellem den harvede og den direkte såede behandling, som bruger samme parameterisering af jorden. En kørsel med timeværdier (ikke vist her) gav forklaringen: I alle behandlinger bliver planterester efterladt på jordoverfladen, og langsomt indarbejdet i jorden ved biologisk aktivitet. Desuden bliver alle planteresterne indarbejdet i jorden, når der gennemføres jordbearbejdning som harvning og pløjning. Dette sker ikke med direkte såning. Den direkte såede behandling har derfor generelt flere planterester på jordoverfladen. Disse planterester udgør et beskyttende lag, der reducerer fordampningen.

Eftersom KT kombineret med direkte såning giver den laveste fordampning, har denne kombination også mest vand i overskud. I Figur 4-7 ses, hvor meget af dette vand der ender i dræn. Ikke overraskende er der mere drænvand i KT end i ST. Mere overraskende er det måske, at direkte såning resulterer i den laveste mængde af drænvand blandt de 3 bearbejdningsmetoder. Forklaringen på dette kan findes i Figur 4-8, som viser, hvor meget vand, der transporteres via makroporer fra overfladelaget og direkte til dræn. Der er mindre med direkte såning end med de øvrige bearbejdningsmetoder. Igen skal forklaringen især findes i planteresterne på overfladen. Planteresterne har kapacitet til at holde på en vis vandmængde. Denne kapacitet skal udnyttes før en nedbørshændelse fører til afstrømning. På jorde med direkte såning er der generelt flere planterester, hvilket betyder at kapaciteten er større, hvilket igen medvirker til, at det er mere vanskeligt at få aktiveret bioporer i overfladen. Til gengæld har den direkte såede behandling den højeste perkolation uden om drænene (ikke vist her).

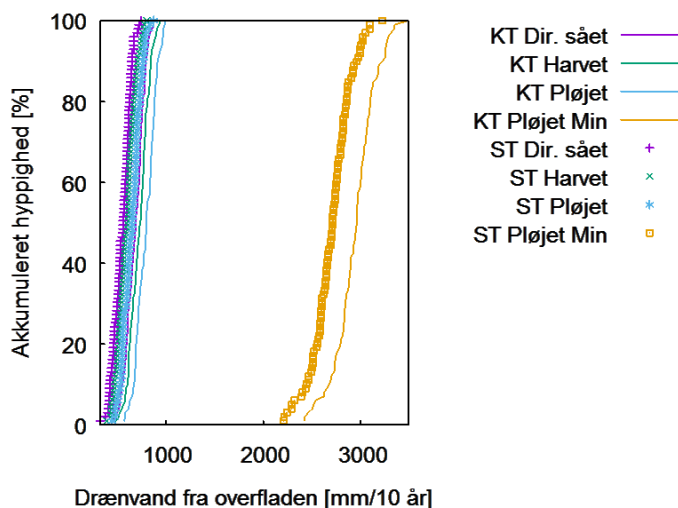


FIGUR 4-7. AKKUMULERET HYPPIGHED AF DRÆNVANDSAFSTRØMNING (MM (10 ÅR)<sup>-1</sup>) PÅ TO JORDE (KT OG ST) OG TRE FORMER FOR JORDBEARBEJDNING (DIREKTE SÅET, HARVET OG PLØJET)



FIGUR 4-8. AKKUMULERET HYPPIGHED AF AFSTRØMNING TIL DRÆN (MM (10 ÅR)<sup>-1</sup>) VIA BIOPORER DIREKTE FRA JORDOVERFLADEN (0-3 CM)

Vandbalancen ser radikalt anderledes ud for simuleringer på pløjet jord med Min-opsætning end for de øvrige scenarier. Den dominerende forskel er, at meget mere vand transporteres uden om jordmatricen og direkte til dræn via bioporer (Figur 4-9). Med en overflade, der er presset sammen og har lav hydraulisk ledningsevne (periodevis repræsenterende forholdene i sporarealer på pløjet jord), vil relativt meget vand trænge ind i jorden via de store bioporer over dræne og ende i dræne. På grund af horisontal strømning vil resultaterne næppe helt uden videre kunne nedskaleres til sporarealer, der kun dækker en vis del af arealet.



FIGUR 4-9. AKKUMULERET HYPPIGHED AF AFSTRØMNING TIL DRÆN (MM (10 ÅR)<sup>-1</sup>) VIA BIOPORER DIREKTE FRA OVERFLADELAGET (0-3 CM)

### 4.3.2 Simuleret pesticidudvaskning

Der vil først blive fokuseret på den samlede pesticidudvaskning til drænen, dernæst på udvaskningen af hver enkelt af de 27 anvendte pesticider

#### 4.3.2.1 Samlet billede for alle pesticider

Udvaskningen til drænen af de 27 pesticider ( $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$ ), som indgår i analysen er indledningsvist adderet inden for hver 10-årsperiode og inden for hvert scenarie i et forsøg på at danne et samlet overordnet billede. Med denne opgørelsesmetode vil pesticider, som (anvendes og) udvaskes i store mængder, naturligvis vil få relativt stor vægt i analysen. Resultater for de første 33 af i alt 99 10-årsperioder er vist sammen med gennemsnitsværdier for alle perioder i Tabel 4-13. Vejret som indgår i de enkelte perioder er tilfældigt sammensat, og der er derfor ikke systematiske forskelle mellem de enkelte simuleringer i rækken. Resultaterne for de resterende 66 simuleringer (nr. 34-99 i rækken) er vist i Appendix C. Der er samlet set ikke nogen sikker effekt af jordbearbejdningen (Pløjet, Harvet eller Direkte sået) på pesticidudvaskningen. Samlet set for begge jordtyper er der en svag tendens til højere udvaskning med direkte såning og lavere med harvning. Men på ST-jorden er der tendens til, at udvaskningen er størst på pløjet jord, og på KT-jorden er der tendens til at udvaskningen er højere på harvet jord end på pløjet jord. I gennemsnit for de 3 bearbejdningsformer og overordnet set for alle pesticider er udvaskningen 33 % højere på KT-jorden end på ST-jorden.

Udvaskningen er overordnet set på begge jordtyper væsentligt større på pløjet jord med Min-opsætningen end med de tre øvrige opsætninger (pløjet, harvet og direkte sået baseret på repræsentative værdier for hydrauliske egenskaber). Med Min-opsætningen beregnes i gennemsnit 44 % højere udvaskning end i gennemsnit for de øvrige opsætninger, lidt mere for ST og lidt mindre for KT. Denne generelle forskel mellem Min og de øvrige opsætninger gælder for de fleste 10-årsperioder, men er dog ikke helt konsekvent. Eksempelvis beregnes i simulering nr. 25 størst samlet udvaskning for pløjet jord med repræsentative hydrauliske egenskaber (Tabel 4-13).

Der er stor variation imellem resultater opnået imellem 10-årsperioder. I gennemsnit af alle 8 scenarier og 99 perioder er forholdet mellem maksimal og minimal, samlet 10-års udvaskning så højt som 4,7, og forholdet mellem maksimal og gennemsnitlig udvaskning er 2,2. At der selv mellem 10-årsværdier ses så stor en variation hænger sammen med, at udvaskningen i høj grad drives af særlige enkelthændelser, som rent tilfældigt kan "klumpe sig sammen" inden for 10-årsperioderne. Den samlet set største udvaskning findes i simulering nr. 32.

TABEL 4-13. TOTAL SIMULERET PESTICIDUDVASKNING TIL DRÆN (G HA<sup>-1</sup> (10 ÅR)<sup>-1</sup>) FOR NR. 1-33 I RÆKKEN AF SIMULEREDE 10-ÅRSPERIODER. UDVASKNINGEN AF DE 27 PESTICIDER ER ADDERET INDEN FOR HVER 10-ÅRSPERIODE OG FOR HVERT AF DE 8 SCENARIER. DATA FOR DE TO JORDTYPER (KT OG ST, SE AFSNIT 4.2.1). FÆRVERNE REPRÆSENTERER EN GRADIENT I VÆRDIERNE FRA "HØJE" (ORANGE) TIL "LAVE" (GRØN). NEDERST ER VIST GENNEMSNITLIG UDVASKNING FOR ALLE 99 10-ÅRSPERIODER

Jord Simule- ring nr.	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
1	20,2	19,0	21,9	33,2	14,4	8,9	12,9	30,1
2	10,1	16,5	22,1	34,1	11,1	12,1	17,4	31,7
3	5,5	30,1	28,1	24,1	5,6	30,8	29,0	17,6
4	17,2	24,4	32,7	45,7	35,1	15,7	23,1	39,3
5	11,0	26,5	21,0	24,0	9,0	13,2	13,2	21,8
6	21,4	22,1	23,5	26,6	16,3	16,7	13,8	20,4
7	34,2	31,5	37,5	44,2	26,2	25,4	23,6	37,7
8	6,4	25,9	31,0	21,7	5,2	15,8	17,8	25,1
9	46,9	28,0	32,4	35,4	44,5	14,4	18,8	31,9
10	21,4	33,5	34,1	21,6	14,8	25,3	23,5	23,1
11	31,4	21,9	23,1	44,8	34,3	26,1	25,9	43,3
12	12,6	23,6	24,5	28,7	9,1	14,5	15,9	20,6
13	29,2	21,7	30,9	48,3	19,9	11,5	14,9	47,1
14	12,4	16,1	15,2	38,0	9,4	8,0	8,3	36,1
15	11,5	23,5	26,2	52,2	7,8	10,8	13,7	51,8
16	12,7	27,0	27,6	19,6	11,9	9,7	15,2	19,2
17	11,2	19,8	28,2	25,8	8,6	10,7	13,2	31,0
18	4,4	22,8	25,9	12,1	2,9	17,5	13,6	18,7
19	29,7	22,0	35,3	51,3	40,0	17,6	25,1	49,8
20	11,3	19,2	21,5	46,8	8,6	11,0	16,3	42,0
21	23,4	17,5	16,1	23,5	19,2	4,2	6,5	16,9
22	15,1	12,3	20,2	33,9	8,4	7,7	15,4	28,5
23	25,4	19,6	22,9	27,6	9,0	14,2	17,4	26,0
24	16,8	20,9	27,1	28,4	14,9	13,8	18,2	25,9
25	62,6	28,8	30,7	25,5	66,4	11,9	13,0	23,9
26	11,5	38,2	30,7	32,1	8,1	28,8	29,1	30,4
27	9,9	18,3	27,5	30,8	3,9	19,7	15,5	27,4
28	11,0	20,3	21,2	24,9	8,0	12,5	13,6	25,3
29	37,9	22,2	28,6	43,4	37,4	15,3	21,0	40,8
30	22,1	22,2	24,3	24,7	11,4	16,3	16,4	23,7
31	39,6	52,1	64,3	40,5	37,7	30,3	31,5	35,5
32	82,7	48,4	38,8	50,6	91,0	31,4	31,4	48,5
33	24,5	19,5	25,6	54,0	34,0	12,6	15,5	47,7
Gns. 1-99	23,4	24,7	27,6	33,4	21,6	16,4	18,9	30,0



#### 4.3.2.2 De enkelte pesticider

Udvaskningsmønsteret er mere broget, når man ser på gennemsnitlig udvaskning af de enkelte pesticider i ‰ af udbragt mængde (Tabel 4-14). For nogle pesticider udvaskes en relativt stor andel (op til 6,2 ‰ af udbragt mængde beregnet for Propaquizafop i det harvede scenarie på KT-jorden). For andre udvaskes en relativt lille andel (ned til 0,007 ‰ af udbragt mængde beregnet for Cypermethrin med direkte såning på ST-jorden). Dette afspejler formentlig anvendelsesmønsteret i de forskellige scenarier i kombination med pesticidernes særlige transportegenskaber og måske i nogen grad også jordbearbejdningen. For en række af pesticider (fx Bromoxynil, Clomazon, Clopyralid, Florasulam, Pendimethalin, Propaquizafop og Propyzamid) udvaskes der en større andel med de reducerede bearbejdningsformer (harvning og direkte såning) end med pløjning. For Propaquizafop er udvaskningen ca. dobbelt så høj med reduceret jordbearbejdning som med pløjning (lidt mindre på ST). Men der er også adskillige eksempler på det modsatte (fx Ethephon, Epoxiconazol, Prothioconazol, Pyraclostrobin og Tebuconazol). For Glyphosat findes på KT-jorden størst relativ udvaskning med direkte såning, mens udvaskningen på ST-jorden er størst med pløjning. Effekterne af jordbearbejdning peger altså i forskellige retninger for forskellige pesticider og efterlader ikke noget samlet overordnet billede.

Ser man bort fra Min-scenarierne, udvaskes Pendimethalin gennemgående i ca. 10 gange højere andele af tilførte mængde end simuleret (og målt) i Rørrendegaard-forsøgene, og Ioxynil i ca. 5 gange højere andele af tilført mængde (Tabel 3-12). Dette kan skyldes vejrforhold, men også andre faktorer, herunder usikkerhed på simuleringerne. Med Min-opsætningerne øges også den gennemsnitlige udvaskning af Pendimethalin og Ioxynil, fordi transport fra overfladelaget direkte til dræn i nogle tilfælde får stor betydning. Propiconazol, som kun anvendes i scenarierne Harvet og Direkte sået, vil naturligvis kun blive udvasket i disse.

Med Min opsætningen på pløjet jord beregnes for langt de fleste pesticider en højere udvaskning (i ‰ af udbragt mængde) end for alle de øvrige scenarier (gælder for 23 hhv. 22 ud af de 26 anvendte pesticider på KT og ST jorden, jf. Tabel 4-14). For Ioxynil, der nedbrydes hurtigt i jorden (Tabel 4-12), udvaskes hhv. 24 gange (ST-jord) og 16 gange (KT-jord) højere andel af tilført mængde med Min-opsætningen på pløjet jord end med opsætningen baseret på dynamiske hydrauliske egenskaber for pløjet jord beregnet med de modificerede WEPP-relationer. For Metsulfuronmethyl er de tilsvarende tal 20 hhv. 15. Udvaskningen af Prosulfocarb er i gennemsnit for jordtyperne 12,6 gange højere for scenarier med Min-opsætning end for de øvrige scenarier. I gennemsnit for alle pesticider og for de 2 jordtyper udvaskes (opgjort som andel af udbragt mængde) 6,0 gange mere pesticid med Min-opsætningen for pløjet jord end med opsætningen for pløjet jord baseret på WEPP-relationerne.

TABEL 4-14. GENNEMSNITLIG UDVASKNING TIL DRÆN AF HVERT ENKELT PESTICID ANGIVET I % AF UDBRAGT MÆNGDE. RESULTATER AF SIMULERINGER GENNEFØRT PÅ 99 10-ÅRSPERIODER. DATA FOR DE TO JORDTYPER (KT OG ST, SE AFSNIT 4.2.1 ). FARVEKODNING FRA RØD (HØJESTE VÆRDI) TIL GRØN (LAVESTE VÆRDI). IA=IKKE ANVENDT I DET PÅGÆLDENDE SCENARIE

Jord	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
Azoxystrobin	1,272	1,651	1,612	2,173	1,308	1,132	1,140	2,430
Boscalid	0,098	0,069	0,067	0,436	0,085	0,058	0,053	0,416
Bromoxynil	0,737	1,641	1,845	1,968	0,538	1,085	1,170	1,917
Clomazon	2,806	3,966	4,411	2,459	2,470	2,968	3,607	2,484
Clopyralid	1,325	1,651	1,636	2,640	1,099	1,258	1,319	2,369
Cypermethrin	0,012	0,012	0,010	0,050	0,009	0,009	0,007	0,049
Diflufenican	0,099	0,116	0,098	0,550	0,059	0,062	0,054	0,548
Epoxiconazol	0,045	0,035	0,031	0,169	0,038	0,029	0,025	0,165
Ethephon	0,213	0,145	0,152	0,970	0,175	0,137	0,127	0,883
Florasulam	0,889	1,403	1,605	2,554	0,862	1,214	1,373	2,246
Fluroxypyr	0,226	0,238	0,272	2,066	0,191	0,177	0,193	1,852
Glyphosat	4,740	3,883	5,087	5,104	4,669	2,681	3,571	4,265
Indoxacarb	0,087	0,068	0,071	0,791	0,058	0,049	0,050	0,701
Iodosulfuron	0,767	0,923	0,925	2,101	0,686	0,709	0,716	1,887
Ioxynil	0,091	0,097	0,109	1,480	0,058	0,057	0,063	1,385
Mefenpyr-diethyl	0,163	0,324	0,349	1,578	0,134	0,228	0,229	1,429
Metrafenon	0,097	0,117	0,101	0,604	0,077	0,068	0,057	0,571
Metsulfuronmethyl	0,100	0,098	0,102	1,477	0,066	0,058	0,057	1,347
Pendimethalin	0,117	0,196	0,197	0,419	0,101	0,140	0,131	0,388
Propaquizafop	3,108	6,245	6,027	3,150	2,513	5,454	5,514	3,446
Propiconazol	IA	1,595	1,250	IA	IA	0,918	0,707	IA
Propyzamid	4,046	6,052	5,482	2,895	2,837	3,384	3,135	3,013
Prosulfocarb	0,121	0,131	0,130	1,280	0,071	0,074	0,075	1,244
Prothioconazol	0,050	0,040	0,035	0,178	0,040	0,033	0,028	0,171
Pyraclostrobin	0,119	0,102	0,092	0,512	0,099	0,081	0,070	0,493
Sulfosulfuron	0,284	0,354	0,350	1,906	0,214	0,201	0,200	1,817
Tebuconazol	0,059	0,045	0,042	0,296	0,043	0,035	0,030	0,292

Opgørelsen i Tabel 4-14 viser ikke direkte, hvor meget pesticid der udvaskes i de enkelte scenarier, idet udvaskningen i absolutte mængder naturligvis også afhænger af, hvor meget pesticid der anvendes. Anvendt mængde af de enkelte pesticider er vist i Tabel 4-15. Tabellen bygger på oplysningerne i Tabel 4-4 - Tabel 4-8, men dækker hele sædskiftet over en 10-årsperiode. Det fremgår at Prosulfocarb er det stof, som anvendes i størst mængde og i øvrigt i lige store mængder i de forskellige scenarier. Dernæst kommer Glyphosat, som anvendes i størst mængde i de harvede scenarier og i lavest mængde i de pløjede scenarier. De fleste pesticider anvendes i samme mængde i de forskellige scenarier. For disse har eventuelle forskelle mellem scenarierne i beregnet pesticidudvaskning derfor ikke noget at gøre med den anvendte pesticidmængde. Kun stofferne Florasulam, Fluroxypyr, Glyphosat, Iodosulfuron, Mefenpyr-diethyl, Metsulfuronmethyl, Propiconazol og Sulfosulfuron anvendes i forskellig mængde i de forskellige scenarier. Herbicidet Iodosulfuron anvendes i ekstremt små mængder (5-10 g per 10-årsperiode) om end dog i dobbelt så høj mængde med direkte såning som i de øvrige scenarier.

TABEL 4-15. UDBRAGT MÆNGDE AF HVERT ENKELT PESTICID (G HA<sup>-1</sup> (10 ÅR)<sup>-1</sup>) FOR HVERT AF DE 8 SCENARIER. DATA FOR DE TO JORDTYPER (KT OG ST, SE AFSNIT 4.2.1). FARVEKODNING FRA RØD (HØJESTE VÆRDI) TIL GRØN (LAVESTE VÆRDI).

Jord	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
Azoxystrobin	175	175	175	175	175	175	175	175
Boscalid	280	280	280	280	280	280	280	280
Bromoxynil	180	180	180	180	180	180	180	180
Clomazon	150	150	150	150	150	150	150	150
Clopyralid	158	158	158	158	158	158	158	158
Cypermethrin	70	70	70	70	70	70	70	70
Diflufenican	170	170	170	170	170	170	170	170
Epoxiconazol	252	252	252	252	252	252	252	252
Ethephon	192	192	192	192	192	192	192	192
Florasulam	2,5	10,5	8	2,5	2,5	10,5	8	2,5
Fluroxypyr	60	60	108	60	60	60	108	60
Glyphosat	3600	4320	3960	3600	3600	4320	3960	3600
Indoxacarb	51	51	51	51	51	51	51	51
Iodosulfuron	5	5	10	5	5	5	10	5
Ioxynil	180	180	180	180	180	180	180	180
Mefenpyr-diethyl	15	15	30	15	15	15	30	15
Metrafenon	150	150	150	150	150	150	150	150
Metsulfuronmethyl	6	3	3	6	6	3	3	6
Pendimethalin	352	352	352	352	352	352	352	352
Propaquizafop	50	50	50	50	50	50	50	50
Propiconazol	0	100	100	0	0	100	100	0
Propyzamid	800	800	800	800	800	800	800	800
Prosulfocarb	6400	6400	6400	6400	6400	6400	6400	6400
Prothioconazol	475	475	475	475	475	475	475	475
Pyraclostrobin	270	270	270	270	270	270	270	270
Sulfosulfuron	38	19	19	38	38	19	19	38
Tebuconazol	475	475	475	475	475	475	475	475

Den gennemsnitlige udvaskning opgjort i absolutte tal (g ha<sup>-1</sup> (10 år)<sup>-1</sup>) er vist for de enkelte scenarier i Tabel 4-16. Udvasningen kan beregnes ud fra Tabel 4-14 og Tabel 4-15. Når udvasningen opgøres på denne måde er det nogle få pesticider som dominerer billedet, dvs. især Glyphosat og i mindre grad Propyzamid og Prosulfocarb. Kun disse 3 pesticider udvaskes i mængder, der overstiger 1 g ha<sup>-1</sup> (10 år)<sup>-1</sup>. Pesticiderne er samtidig de stoffer, som anvendes i størst mængde (Tabel 4-15). Da det samlede billede af pesticidudvasningen (Afsnit 4.3.2.1) er baseret på en addition af tallene i Tabel 4-16, vil billedet være domineret af udvasningen af disse 3 pesticider. Eksempelvis kan den lavere udvaskning på ST-jorden end på KT-jorden hovedsageligt forklares med en lavere udvaskning af Glyphosat på jordtypen og (i mindre grad) Propyzamid. Opgjort som i Tabel 4-16 (i g ha<sup>-1</sup> (10 år)<sup>-1</sup>) er udvasningen af mange af de 27 pesticider dermed af relativt lille betydning. Eksempelvis udvaskes 18 pesticider i scenarierne Pløjet, Harvet og Direkte sået og på begge jordtyper i gennemsnitlige mængder på under 0,1 g ha<sup>-1</sup> (10 år)<sup>-1</sup>.

For 21 ud af de 26 pesticider, som anvendes, hvor der pløjes, er udvasningen i absolutte tal (g ha<sup>-1</sup> (10 år)<sup>-1</sup>) på begge jordtyper større for scenariet med pløjet jord i Min-opsætningen end for alle de

øvrige scenarier. Dette gælder dog ikke for to af de pesticider, der vægter mest i den samlede opgørelse (Glyphosat og Propyzamid). Derfor er effekten af den forringede overfladestruktur illustreret med Min-opsætningen på pløjet jord ikke helt så overbevisende i det samlede billede illustreret med Tabel 4-13 (hvor udvaskningen adderes for alle pesticider) som den er det i Tabel 4-14 og Tabel 4-16 baseret på enkeltstofferne.

I Tabel 4-14 optræder stoffer som fx Clomazon og Propaquizafop som problematiske, selvom de i absolutte tal jf. Tabel 4-16 kun udvaskes i relativt moderate mængder. Propaquizafop anvendes årligt på 20 % af arealet til ukrudtsbekæmpelse i vinterraps i mængder på bare 25 g ha<sup>-1</sup>, og selvom der udvaskes eksempelvis godt 6 % af denne tilførsel på KT med direkte såning (Tabel 4-14) bliver dette ikke til nogen stor udvaskning målt i masseenheder (0,301 g ha<sup>-1</sup> (10 år)<sup>-1</sup>, jf Tabel 4-16).

TABEL 4-16. SIMULERET UDVASKNING TIL DRÆN (G HA<sup>-1</sup> (10 ÅR)<sup>-1</sup>) AF ALLE 27 PESTICIDER (I ALFABETISK RÆKKEFØLGE), SOM INDGÅR I SCENARIEANALYSEN. GENNEMSNIET AF RESULTATER FOR 99 10-ÅRSPERIODER. DATA FOR DE TO JORDTYPER (KT OG ST, SE AFSNIT 4.2.1 ). FARVEKODNING FRA RØD (HØJESTE VÆRDIER) TIL GRØN (LAVESTE VÆRDIER). IA=IKKE ANVENDT I DET PÅGÆLDENDE SCENARIO

Jord	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
Azoxystrobin	0,223	0,289	0,282	0,380	0,229	0,198	0,199	0,425
Boscalid	0,027	0,019	0,019	0,122	0,024	0,016	0,015	0,117
Bromoxynil	0,133	0,295	0,332	0,354	0,097	0,195	0,211	0,345
Clomazon	0,421	0,595	0,662	0,369	0,371	0,445	0,541	0,373
Clopyralid	0,209	0,261	0,258	0,417	0,174	0,199	0,208	0,374
Cypermethrin	0,001	0,001	0,001	0,004	0,001	0,001	0,000	0,003
Diflufenican	0,017	0,020	0,017	0,094	0,010	0,011	0,009	0,093
Epoxiconazol	0,011	0,009	0,008	0,042	0,010	0,007	0,006	0,042
Ethephon	0,041	0,028	0,029	0,186	0,034	0,026	0,024	0,169
Florasulam	0,002	0,015	0,013	0,006	0,002	0,013	0,011	0,006
Fluroxypyr	0,014	0,014	0,029	0,124	0,011	0,011	0,021	0,111
Glyphosat	17,063	16,773	20,146	18,373	16,809	11,581	14,139	15,353
Indoxacarb	0,004	0,003	0,004	0,040	0,003	0,003	0,003	0,036
Iodosulfuron	0,004	0,005	0,009	0,011	0,003	0,004	0,007	0,009
Ioxynil	0,016	0,017	0,020	0,266	0,010	0,010	0,011	0,249
Mefenpyr-diethyl	0,002	0,005	0,010	0,024	0,002	0,003	0,007	0,021
Metrafenon	0,015	0,018	0,015	0,091	0,012	0,010	0,009	0,086
Metsulfuronmethyl	0,001	0,000	0,000	0,009	0,000	0,000	0,000	0,008
Pendimethalin	0,041	0,069	0,069	0,147	0,036	0,049	0,046	0,136
Propaquizafop	0,155	0,312	0,301	0,157	0,126	0,273	0,276	0,172
Propiconazol	IA	0,160	0,125	IA	IA	0,092	0,071	IA
Propyzamid	3,237	4,842	4,386	2,316	2,270	2,707	2,508	2,410
Prosulfocarb	0,775	0,840	0,834	8,189	0,457	0,473	0,482	7,963
Prothioconazol	0,024	0,019	0,017	0,085	0,019	0,016	0,013	0,081
Pyraclostrobin	0,032	0,027	0,025	0,138	0,027	0,022	0,019	0,133
Sulfosulfuron	0,011	0,007	0,007	0,072	0,008	0,004	0,004	0,069
Tebuconazol	0,028	0,022	0,020	0,141	0,020	0,017	0,014	0,139

Udvaskningens variation for de enkelte pesticider imellem de 99 10-årsperioder, der indgår i undersøgelsen, kan have en vis interesse. En måde at belyse denne variation på er ved at beregne forholdet imellem maksimal og gennemsnitlig 10-årlig udvaskning (Tabel 4-17). Det fremgår, at variationen er meget stor for mange pesticider. Variationen er særlig stor for stofferne Clopyralid og Indoxacarb, der udvaskes i op til 38 gange større mængder i 10-årsperioden med størst udvaskning end i gennemsnit for de 99 perioder. Variationen er relativt lille for de tre stoffer som udvaskes i størst absolut mængde (Glyphosat, Propyzamid og Prosulfocarb), hvorfor variationen i det samlede billede af udvaskningen (Afsnit 4.3.2.1) også bliver lille set i forhold til resultaterne for de enkelte pesticider vist i Tabel 4-17. For mange pesticider er der 10-årsperioder, hvor den gennemsnitlige udvaskning er meget lille (ikke vist).

Forholdet mellem maksimal og gennemsnitlig udvaskning er gennemgående om end dog ikke konsekvent mindre i scenarierne baseret på Min-opsætningen. Med forringet overfladestruktur fås

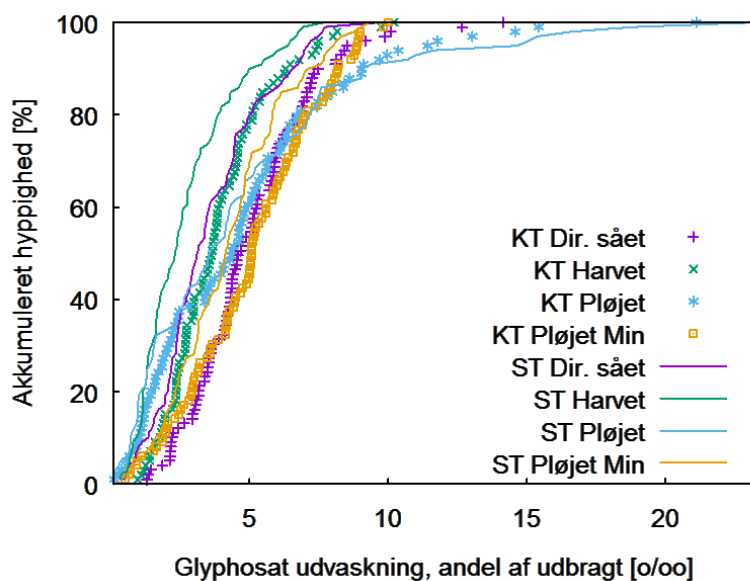
altså gennemgående en mere stabil (og højere) udvaskning set i en tidsskala på 10 år. Årsagen synes generelt at være, at hyppigheden af betydningsfulde udvaskningshændelser vokser når overfladestrukturen forringes (se også afsnit 4.3.3 og Appendix D).

**TABEL 4-17. FORHOLD MELLEM MAKSIMUMVÆRDI OG GENNEMSNITSVÆRDI FOR UDVASKNINGEN TIL DRÆN (BEGGE I G HA<sup>-1</sup> (10 ÅR)<sup>-1</sup>) AF HVERT ENKELT PESTICID I DE 99 SIMULEREDE 10-ÅRSPERIODER. DATA FOR DE TO JORDTYPER (KT OG ST, SE AFSNIT 4.2.1). FARVEKODNING FRA RØD (HØJESTE VÆRDIER) TIL GRØN (LAVESTE VÆRDIER). IA=IKKE ANVENDT I DET PÅGÆLDENDE SCENARIO**

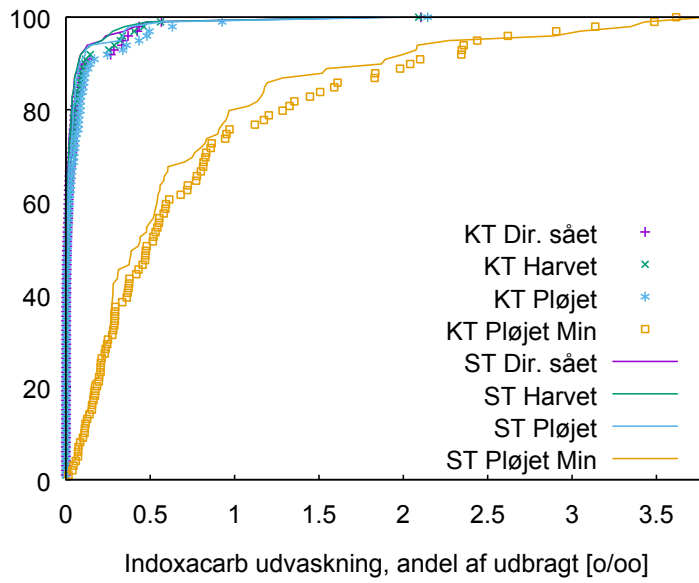
Jord	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
Azoxystrobin	6.2	5.3	5.3	4.4	6.6	6.6	6.9	4.5
Boscalid	6.0	7.7	7.9	3.8	6.7	7.9	8.5	3.2
Bromoxynil	2.4	3.2	3.8	2.2	2.2	3.2	3.5	2.3
Clomazon	4.7	10.9	6.0	6.5	5.5	14.2	7.8	4.9
Clopyralid	28.9	28.3	29.5	3.3	29.4	31.2	30.3	3.4
Cypermethrin	7.7	8.3	8.9	4.9	8.9	9.0	9.4	2.6
Diflufenican	4.3	5.1	5.0	2.3	4.7	4.9	6.0	2.0
Epoxiconazol	4.4	5.4	5.8	2.7	4.1	5.7	6.0	2.2
Ethephon	13.2	17.4	16.5	4.9	15.4	17.9	19.7	3.9
Florasulam	4.6	13.4	14.1	2.7	6.0	17.7	18.8	3.1
Fluroxypyr	8.6	7.9	8.2	2.9	9.2	8.1	7.7	2.9
Glyphosat	4.5	2.6	2.8	2.0	5.0	2.9	2.7	2.2
Indoxacarb	24.8	30.8	29.8	4.6	34.4	38.0	37.5	5.4
Iodosulfuron	6.5	8.8	6.5	3.8	8.3	10.9	7.3	3.1
Ioxynil	5.4	4.8	3.4	2.1	7.2	7.1	5.5	2.3
Mefenpyr-diethyl	9.8	6.4	5.3	3.7	11.8	7.5	6.0	3.5
Metrafenon	6.1	5.0	5.3	3.2	5.7	6.1	6.4	3.4
Metsulfuronmethyl	6.6	10.4	10.8	2.6	6.8	13.1	12.1	3.1
Pendimethalin	10.8	8.4	8.8	6.3	12.3	8.8	10.1	5.7
Propaquizafop	6.7	11.4	5.0	4.5	8.3	12.8	6.1	4.2
Propiconazol	IA	2.6	3.5	IA	IA	3.2	3.7	IA
Propyzamid	4.0	2.9	2.9	4.5	6.2	3.6	3.2	4.8
Prosulfocarb	5.3	4.9	3.9	2.3	4.5	5.1	6.1	2.0
Prothioconazol	4.0	4.8	5.9	2.2	4.7	5.2	5.6	2.3
Pyraclostrobin	4.5	5.0	5.8	2.4	5.2	5.7	6.3	2.0
Sulfosulfuron	6.1	10.5	10.6	2.5	7.7	13.7	14.1	2.5
Tebuconazol	5.9	5.8	6.1	2.8	6.8	6.7	7.4	4.8

Variationen er belyst mere indgående for et stof, der fremtræder med relativ stabil udvaskning i Tabel 4-17 (Glyphosat) og for et stof med ustabil udvaskning (Indoxacarb). Den akkumulerede hyppighed af 10-årsværdier for udvaskning (% af udbragt mængde) er beregnet ud fra de 99 simulerede 10-årsperioder. For Glyphosat viser beregningerne, at man kan forvente en gennemsnitlig udvaskning på mellem 0 og 10 % af udbragt mængde, dog med en lille mulighed for at måle op mod 20 % af udbragt mængde på de pløjede marker, hvor variationen mellem 10-årsperioderne er størst (Figur 4-10). Resultatet afhænger primært af, hvordan vejret har været inden for de 15 år forsøget har kørt (5 års opvarmning plus 10 år med opsummering af udvaskningen).

For Indoxacarb vil resultatet af en 10-års simulering for alle tre bearbejdningsformer (pløjet, harvet eller direkte sået) og for begge jordtyper højst sandsynligt (> 90 %) være en udvaskning på under 0,15 ‰, dog med en ganske beskedne risiko for, at udvaskning når op på ca. 2 ‰ (Figur 4-11). Risikoen for den høje udvaskning beror på vejrforholdene i en enkelt 15-års periode og kan derfor ikke kvantificeres yderligere. Det er dog svært at argumentere for, at risikoen af den grund er uden betydning, idet udvaskningen i denne ene vejrserie står for mellem 30 og 40 % af den samlede udvaskning (lidt afhængigt af jord og jordbearbejdning). Resultatet indikerer dermed, at 99 15-års vejrserier er i underkanten af, hvad der er nødvendigt for at give et realistisk bud på udvaskningsrisikoen for et stof som Indoxacarb. Hyppigheden af relativt høje 10-årsværdier for udvaskning er langt større i scenarierne med Min-opsætning på pløjet jord. Resultaterne for Indoxacarb indikerer dermed, at hvis der er områder i marken med stærkt forringede hydrauliske egenskaber (pakket overfladelag), vil disse typisk dominere udvaskningen.



FIGUR 4-10. AKKUMULERET HYPPIGHED AF VOKSENDE UDVASKNINGSHÆNDELSE FOR GLYPHOSAT (10-ÅRSVÆRDIER ANGIVET SOM ‰ AF UDBRAGT MÆNGDE). RESULTATER FOR ALLE 8 SCENARIER BASERET PÅ SIMULERING AF 99 10-ÅRSPERIODER



**FIGUR 4-11. AKKUMULERET HYPPIGHED AF VOKSENDE UDVASKNINGSHÆNDELSER FOR INDOXACARB (10-ÅRSVÆRDIER ANGIVET SOM % AF UDBRAGT MÆNGDE). RESULTATER FOR ALLE 8 SCENARIER BASERET PÅ SIMULERING AF 99 10-ÅRSPERIODER**



TABEL 4-18. GENNEMSNITSVÆRDIER FOR PESTICIDKONCENTRATIONER (PPB) I DET VAND, SOM STRØMMER TIL DRÆNENE. DATA FOR DE FORSKELLIGE SCENARIER (PLØJET, HARVET, DIREKTE SÅET OG PLØJET MED EFTERFØLGENDE PAKNING) OG JORDTYPER (KT OG ST). RESULTATERNE ER BASERET PÅ 99 SIMULEREDE 10-ÅRS PERIODER. FARVEKODNING FRA RØD (HØJESTE VÆRDIER) TIL GRØN (LAVESTE VÆRDIER). IA=IKKE ANVENDT I DET PÅGÆLDENDE SCENARIO

Jord	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
Azoxystrobin	0.01180	0.01632	0.01653	0.01214	0.01307	0.01188	0.01245	0.01437
Boscalid	0.00146	0.00109	0.00110	0.00390	0.00136	0.00097	0.00092	0.00394
Bromoxynil	0.00703	0.01667	0.01945	0.01131	0.00553	0.01171	0.01314	0.01166
Clomazon	0.02232	0.03360	0.03876	0.01178	0.02115	0.02669	0.03378	0.01259
Clopyralid	0.01110	0.01473	0.01514	0.01332	0.00992	0.01191	0.01301	0.01265
Cypermethrin	0.00004	0.00005	0.00004	0.00011	0.00004	0.00004	0.00003	0.00012
Diflufenican	0.00089	0.00111	0.00098	0.00299	0.00057	0.00063	0.00057	0.00315
Epoxiconazol	0.00061	0.00049	0.00046	0.00136	0.00055	0.00043	0.00040	0.00141
Ethephon	0.00217	0.00157	0.00171	0.00595	0.00192	0.00158	0.00152	0.00573
Florasulam	0.00012	0.00083	0.00075	0.00020	0.00012	0.00076	0.00069	0.00019
Fluroxypyr	0.00072	0.00081	0.00172	0.00396	0.00065	0.00064	0.00130	0.00376
Glyphosate	0.90459	0.94712	1.18012	0.58668	0.95967	0.69413	0.88267	0.51895
Indoxacarb	0.00023	0.00020	0.00021	0.00129	0.00017	0.00015	0.00016	0.00121
Iodosulfuron	0.00020	0.00026	0.00054	0.00034	0.00020	0.00021	0.00045	0.00032
Ioxynil	0.00087	0.00099	0.00115	0.00850	0.00059	0.00062	0.00071	0.00843
Mefenpyr-diethyl	0.00013	0.00027	0.00061	0.00076	0.00011	0.00021	0.00043	0.00072
Metrafenon	0.00077	0.00099	0.00089	0.00289	0.00066	0.00061	0.00054	0.00289
Metsulfuronmethyl	0.00003	0.00002	0.00002	0.00028	0.00002	0.00001	0.00001	0.00027
Pendimethalin	0.00218	0.00390	0.00406	0.00471	0.00203	0.00295	0.00288	0.00461
Propaquizafop	0.00824	0.01763	0.01765	0.00503	0.00717	0.01635	0.01721	0.00582
Propiconazol	IA	0.00901	0.00732	IA	IA	0.00550	0.00442	IA
Propyzamid	0.17161	0.27341	0.25691	0.07394	0.12957	0.16224	0.15655	0.08146
Prosulfocarb	0.04107	0.04745	0.04883	0.26149	0.02608	0.02832	0.03009	0.26914
Prothioconazol	0.00127	0.00107	0.00098	0.00270	0.00108	0.00094	0.00084	0.00275
Pyraclostrobin	0.00170	0.00155	0.00146	0.00441	0.00152	0.00132	0.00118	0.00450
Sulfosulfuron	0.00057	0.00038	0.00039	0.00231	0.00046	0.00023	0.00024	0.00233
Tebuconazol	0.00148	0.00122	0.00118	0.00449	0.00116	0.00100	0.00090	0.00469

Den højeste gennemsnitskoncentration i drænvand på ca. 1 ppb ( $1 \mu\text{g L}^{-1}$ ) beregnes for stoffet Glyphosat (Tabel 4-18). Dernæst følger Propyzamid og Prosulfocarb med 0,03-0,3 ppb.

### 4.3.3 Ekstreme timeværdier

Vi har set på hyppigheden af relativt små og store udvaskningshændelser (mg pesticid udvasket til dræn per time og per ha) for 6 udvalgte pesticider (Cypermethrin, Prosulfocarb, Glyphosat, Metrafenon, Metsulfuronmethyl og Propyzamid) samt på de tilhørende drænvandsmængder. Resultater for de tre førstnævnte pesticider er vist i (Figur 4-12 - Figur 4-14), mens resultater for de 3 sidstnævnte indgår i Appendix D. Basis for analysen er 10-årsperioden med den (samlet set) største pesticidudvaskning (nr. 32 i Tabel 4-13). Tidsskalaen (1 time) er valgt fordi den betragtes som relevant i forbindelse med eventuelle økologiske pulspåvirkninger af overfladevand. Beregningerne repræsenterer et bud på forekomster af "worst case"-hændelser for de forskellige

jordtyper og bearbejdningsformer. De seks pesticider er valgt fordi de repræsenterer stoffer med vidt forskellige transportegenskaber og anvendelsesmønstre. Der indgår fire herbicider samt et insekticid (Cypermethrin) og et fungicid (Metrafenon). Glyphosat, Propyzamid og Prosulfocarb anvendes i relativt store mængde (Tabel 4-15). Propyzamid adsorberer svagere til jord og nedbrydes langsommere end Prosulfocarb. Det kan føre til større udvaskning, men ikke hvis jordens overfladestruktur er dårlig (med Min-opsætningen, jf. Tabel 4-16). Prosulfocarb der adsorberer relativt stærkt og nedbrydes relativt hurtigt responderer meget kraftigere på forringet overfladestruktur end Propyzamid (Tabel 4-16). Cypermethrin har lang halveringstid, men adsorberer til gengæld meget stærkt til jord. Stoffet udvaskes ikke i store mængder (Tabel 4-16), men er meget giftigt for mange vandlevende dyr. Metrafenon nedbrydes meget langsomt i jorden (Tabel 4-12). Metsulfuronmethyl nedbrydes relativt langsomt og adsorberer kun moderat, men det anvendes kun i meget små mængder i slutningen af april. Alligevel kan en betragtelig fraktion udvaskes, når overfladestrukturen er dårlig (Tabel 4-14). Det skal understreges, at selvom vi har valgt at se på 10-årsperioden med størst udvaskning er det ikke garanti for, at der ikke kan forekomme kraftigere udvaskningshændelser for de enkelte pesticider i nogen af de 99 øvrige 10-årsperioder. Det har ikke været muligt for os inden for projektperioden at håndtere timeværdier for alle 10-årsperioder og for alle 27 pesticider.

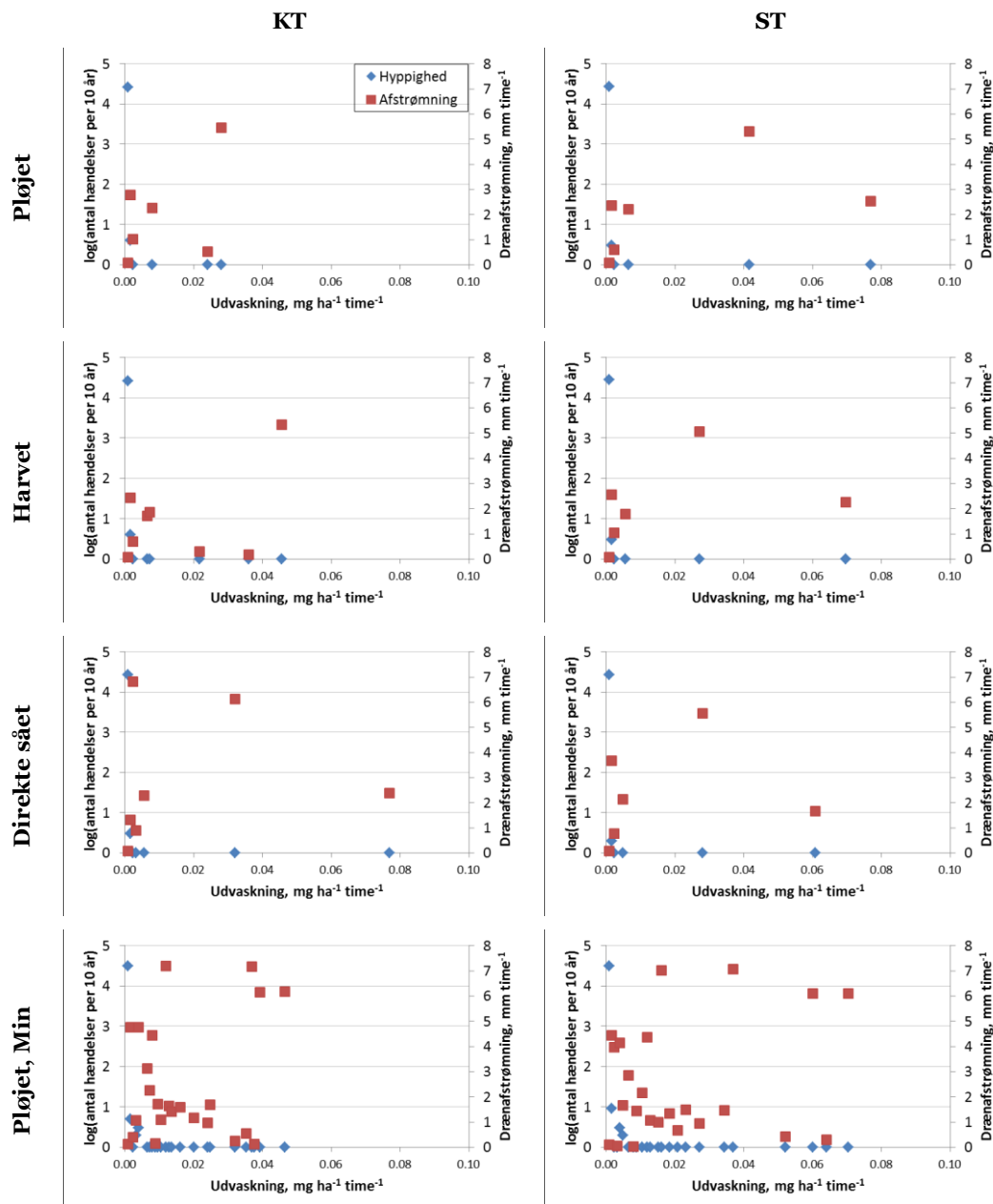
Det samlede spænd af timeværdier for udvaskning ( $\text{mg ha}^{-1} \text{time}^{-1}$ ) i 10-årsperioden (eller lidt derover) er opdelt på 100 lige store intervaller, og hver hændelse (timeværdi med drænvandsdannelse) er fordelt på disse. Ved måling af pesticidkoncentrationer i (dræn-)vand er man altid begrænset af nedre detektionsgrænser. Sådan er det reelt ikke, når pesticidkoncentrationer (eller mængder) modelberegnes. Det betyder, at modellen typisk regner med mange bittesmå bidrag til udvaskningen, som næppe hverken samlet set eller i form af pulsbidrag til dræn og vandløb har den store betydning. Derfor giver det ikke rigtig mening at se på "pesticidfrit drænvand", og derfor finder vi altid et meget højt antal hændelser ( $>10.000 \Rightarrow \log(\text{antal hændelser per } 10 \text{ år}) > 4$ ), som klassificeres til det nederste interval (Figur 4-12 - Figur 4-14). Denne klasse "fanger" med andre ord alle hændelser, som er uden væsentlig betydning for pesticidudvaskningen. Udvaske mængde i en hændelse placeret i intervallet med størst udvaskning er mindst 100 gange større end i hændelser placeret i intervallet med mindst udvaskning, og forholdet er sandsynligvis langt større. Gennemsnitskoncentrationen i det dannede drænvand i en hændelse ( $10^{-4}$  ppm) kan findes ved at dividere pesticidmængden ( $\text{mg ha}^{-1} \text{time}^{-1}$ ) med den tilhørende gennemsnitlige drænvandsmængde ( $\text{mm time}^{-1}$ ). Det ses gennemgående, at høje pesticidmængder i drænvandet forbindes med høj afstrømningsintensitet til dræn, hvilket indikerer præferentiel transport i makroporer. I forhold til en evt. økologisk påvirkning i vandløbene vurderes pesticidmængder generelt at være mere relevante end pesticidkoncentrationer, idet der vil ske en opblanding, når drænvandet ender i et vandløb.

For Cypermethrin er hyppigheden af relativt kraftige udvaskningshændelser forholdsvis lille med alle 3 former for jordbearbejdning (pløjet, harvet, direkte sået), og der synes heller ikke at være systematiske forskelle på hyppigheden mellem jordtyperne (Figur 4-12). Forekomster på over ca.  $0,005 \text{ mg ha}^{-1} \text{time}^{-1}$  findes kun som enkeltstående hændelser. Hyppigheden af relativt kraftige udvaskningshændelser er på begge jordtyper noget højere med Min-opsætningen på pløjet jord end med de øvrige opsætninger. Den kraftigste udvaskningshændelse (ca.  $0,075 \text{ mg ha}^{-1} \text{time}^{-1}$ ) forekommer dog på pløjet ST- jord uden strukturskader. Den tilhørende drænafstrømning er ca.  $2,5 \text{ mm time}^{-1}$ , hvilket viser, at det dannede drænvand har en koncentration af Cypermethrin på ca.  $0,030 \cdot 10^{-4}$  ppm eller  $0,0030 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ .

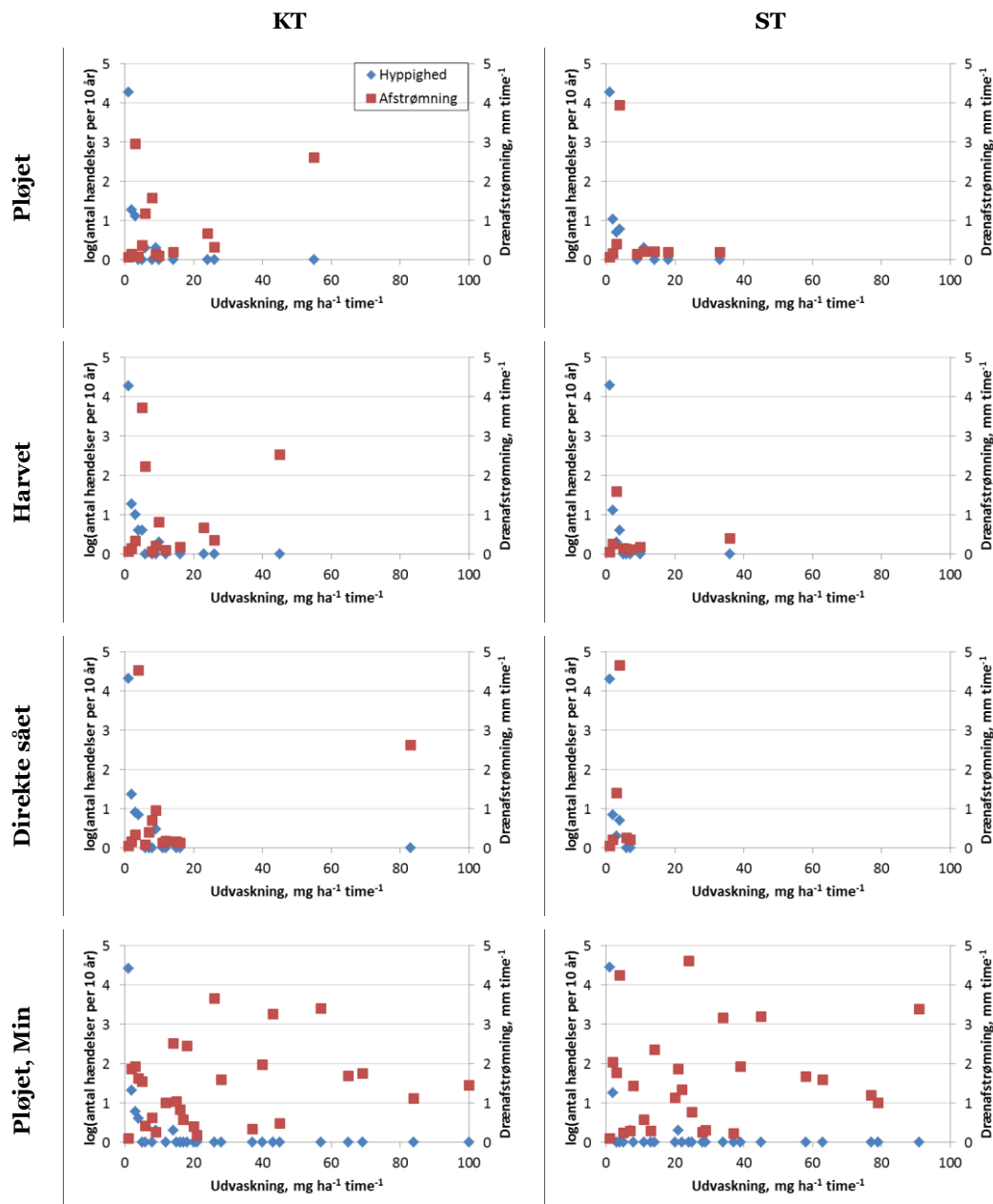
Prosulfocarb udvaskes i væsentligt større mængder end Cypermethrin, men hvad angår mangel på tydelige effekter af jordbearbejdning og jordtype er billedet nogenlunde det samme (Figur 4-13). Også for Prosulfocarb øges hyppigheden af kraftige hændelser markant med Min-opsætningen. Den højeste koncentration i drænvandet er ca.  $100/1,5 \cdot 10^{-4}$  ppm eller  $6,7 \text{ } \mu\text{g L}^{-1}$ .

For Glyphosat er billedet anderledes. Hyppigheden af relativt kraftige udvaskningshændelser er højere end for de tidligere omtalte pesticider. Hyppigheden af kraftige udvaskningshændelser er desuden størst på pløjet jord (med standardopsætning) og mindst på pløjet jord med Min-opsætning, mens de reducerede bearbejdningsformer indtager en mellemstilling. Forskellen beror formentlig på forskellige anvendelsesmønstre i kombination med adsorptionsegenskaber (tidsafhængig sorption for Glyphosat, se Afsnit 4.1.3.3). Drænvandet opnår (i pløjet ST- jord med standardopsætning) en maksimal koncentration af Glyphosat på ca.  $2500/0,20 \cdot 10^{-4}$  ppm eller  $1,3 \cdot 10^3 \mu\text{g L}^{-1}$ .

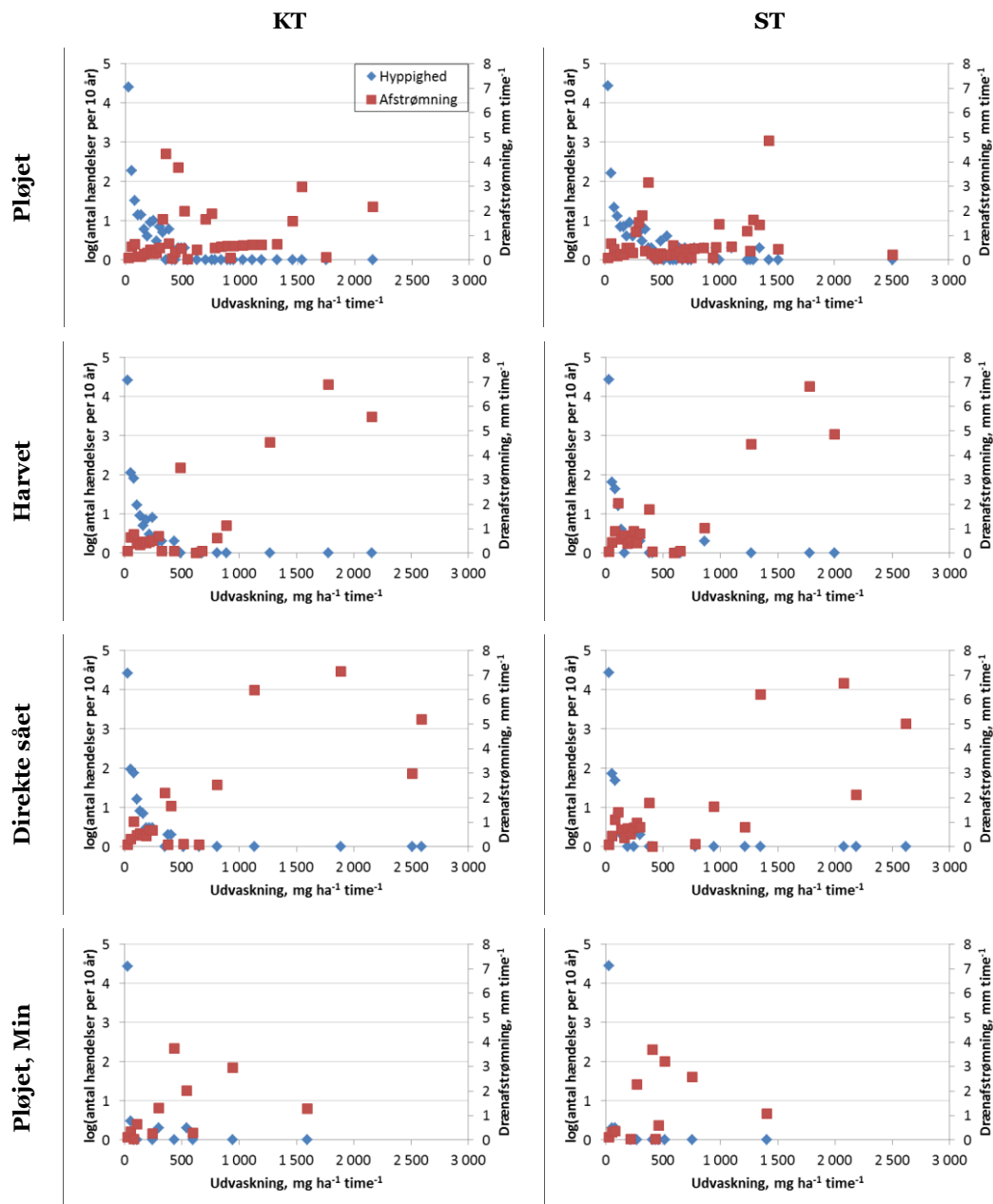
For Metrafenon og Metsulfuronmethyl er hyppigheden af relativt kraftige udvaskningshændelser generelt lille, uanset jordtype og jordbearbejdning (se evt. Appendix D). Hyppigheden er imidlertid markant større med Min-opsætningen på pløjet jord end med de øvrige opsætninger. For Metrafenon opnås en maksimal koncentration på ca.  $4,9/0,36 \cdot 10^{-4}$  ppm eller  $1,4 \mu\text{g L}^{-1}$ , og for Metsulfuronmethyl en maksimal koncentration på ca.  $1,9/1,2 \cdot 10^{-4}$  ppm eller  $0,16 \mu\text{g L}^{-1}$ . Hyppigheden af relativt kraftige udvaskningshændelser er lige så stor for Propyzamid som for Glyphosat. Resultatet afspejler formentlig at begge pesticider (Glyphosat pga. tidsafhængig sorption) i nogen grad kan transporteres i jordmatricen.



FIGUR 4-12. HYPPIGHED (ANGIVET PÅ VENSTRE ORDINATAKSE) AF FORSKELLIGE UDVASKNINGSHÆNDELSE FOR CYPERMETHRIN (SPECIFICERET PÅ ABCISSEN SOM MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) MED TILHØRENDE GENNEMSNITLIG DRÆNAFSTRØMNING (AFLÆSES PÅ HØJRE ORDINATAKSE). DET SAMLEDE UDFALDSRUM (MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) ER OPDELT I 100 LIGE STORE INTERVALLER. NÅR DER IKKE FOREKOMMER UDVASKNING AF EN STØRRELSE, SOM PASSER I ET INTERVAL, ER LOG(ANTAL HÆNDELSE PER 10 ÅR) IKKE DEFINERET, OG DEN TILHØRENDE DRÆNAFSTRØMNING (= 0) ER IKKE VIST. DATA FOR 10-ÅRSPERIODEN MED STØRST SAMLET UDVASKNING (SIMULERING NR. 32, JF. TABEL 4 13)



FIGUR 4-13. HYPPIGHED (ANGIVET PÅ VENSTRE ORDINATAKSE) AF FORSKELLIGE UDVASKNINGSHÆNDELSER FOR PROSULFOCARB (SPECIFICERET PÅ ABSCISSEN SOM MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) MED TILHØRENDE GENNEMSNITLIG DRÆNAFSTRØMNING (AFLÆSES PÅ HØJRE ORDINATAKSE). DET SAMLEDE UDFALDSRUM (MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) ER OPDELT I 100 LIGE STORE INTERVALLER. NÅR DER IKKE FOREKOMMER UDVASKNING AF EN STØRRELSE, SOM PASSER I ET INTERVAL, ER LOG(ANTAL HÆNDELSER PER 10 ÅR) IKKE DEFINERET, OG DEN TILHØRENDE DRÆNAFSTRØMNING (= 0) ER IKKE VIST. DATA FOR 10-ÅRSPERIODEN MED STØRST SAMLET UDVASKNING (SIMULERING NR. 32, JF. TABEL 4 13)

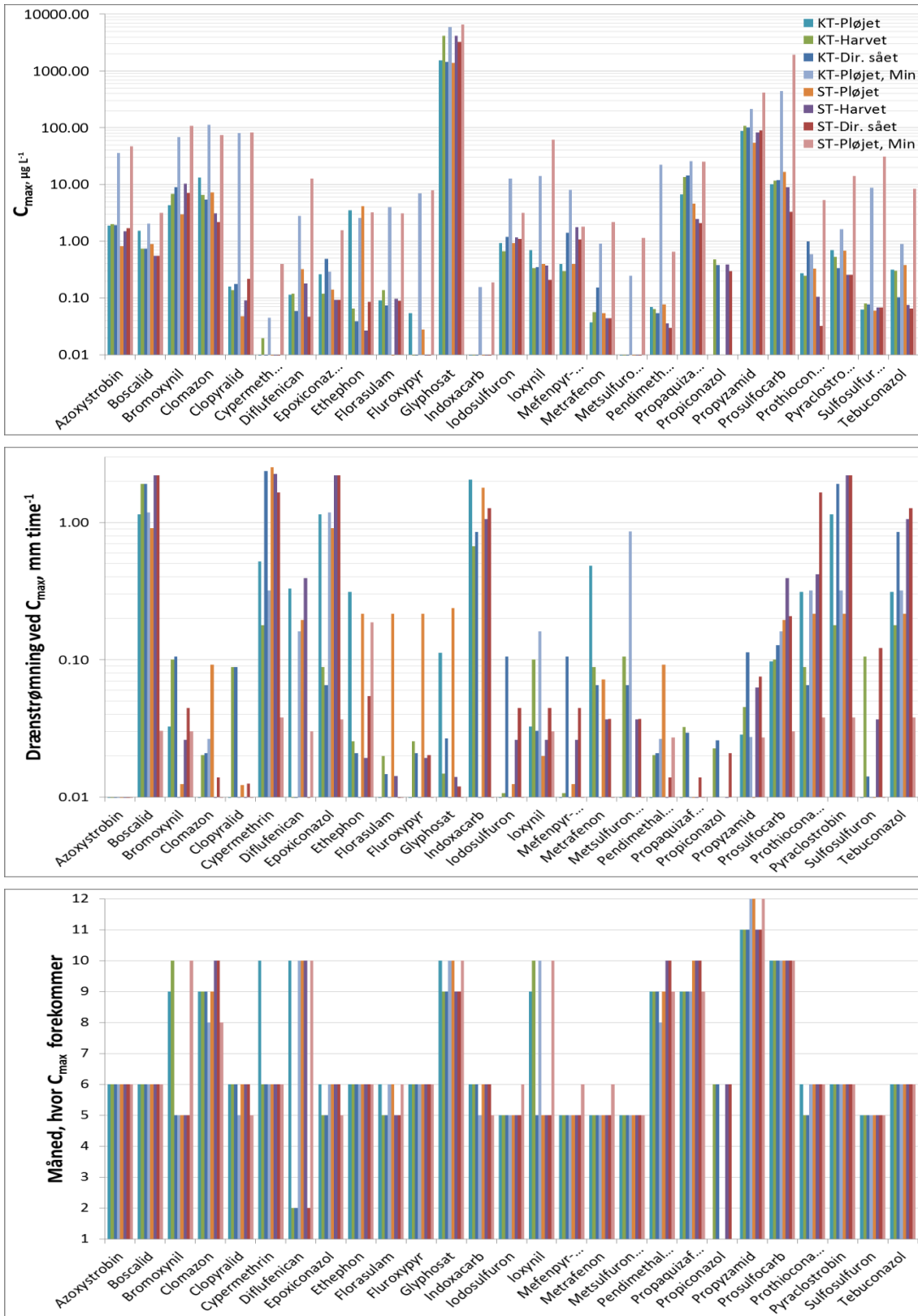


FIGUR 4-14. HYPPIGHED (ANGIVET PÅ VENSTRE ORDINATAKSE) AF FORSKELLIGE UDVASKNINGSHÆNDELSE FOR GLYPHOSAT (SPECIFICERET PÅ ABCISSEN SOM  $\text{MG HA}^{-1} \text{ TIME}^{-1}$ ) MED TILHØRENDE GENNEMSNITLIG DRÆNAFTSTRØMNING (AFLÆSES PÅ HØJRE ORDINATAKSE). DET SAMLEDE UDFALDSRUM ( $\text{MG HA}^{-1} \text{ TIME}^{-1}$ ) ER OPDELT I 100 LIGE STORE INTERVALLER. NÅR DER IKKE FOREKOMMER UDVASKNING AF EN STØRRELSE, SOM PASSER I ET INTERVAL, ER  $\text{LOG}(\text{ANTAL HÆNDELSE PER } 10 \text{ ÅR})$  IKKE DEFINERET, OG DEN TILHØRENDE DRÆNAFTSTRØMNING (= 0) ER IKKE VIST. DATA FOR 10-ÅRS PERIODEN MED STØRST SAMLET UDVASKNING (SIMULERING NR. 32, JF. TABEL 4 13)

Ti-årsperiodens maksimale pesticidkoncentration i det dannede drænvand (maksimal timeværdi) er vist grafisk for alle 27 pesticider i Figur 4-15 sammen med den tilhørende drænvandsmængde og med angivelse af, hvornår på året (måned) at maksimumværdien blev fundet. Det fremgår, at maksimumkoncentrationerne varierer 6-7 størrelsesordener mellem de forskellige pesticider. De højeste maksimumkoncentrationer findes for Glyphosat, Propyzamid og Prosulfocarb. Maksimumkoncentrationen for Glyphosat er ca. 10 gange højere end for Propyzamid, hvilket nogenlunde svarer til forholdet imellem, hvor meget der anvendes af de 2 stoffer (Tabel 4-15). Der er gennemgående ikke stor forskel mellem maksimumkoncentrationer fundet i scenarierne Pløjet, Harvet og Direkte sået. Maksimumkoncentrationerne er gennemgående lidt højere på KT-jorden end på ST-jorden. For mange af pesticiderne, men dog ikke alle, er maksimumkoncentrationerne dramatisk meget højere i scenarier med Min-opsætningen for pløjet jord (1-2 størrelsesordener eller mere) end for de øvrige scenarier. Effekten af strukturskader i jordens overfladelag på ekstremværdier for pesticidkoncentration i det dannede drænvand er altså gennemgående væsentlig højere end effekten på gennemsnitlig udvaskning, hvad enten denne måles i % af udbragt mængde (Tabel 4-14) eller i  $g\ ha^{-1}$  ( $10\ \text{år}^{-1}$ ) (Tabel 4-16).

Der er stor variation (3 størrelsesordener) i drænvandsmængden hørende til timeværdien med maksimal koncentration (midten af Figur 4-15). Drænvandsmængden er ofte meget lille, dvs. af størrelsen 0,01-0,1 mm. Det gælder især for mange pesticider, der anvendes om sommeren, hvor drænvandsmængden helt generelt er lille. Det betyder, at der reelt er tale om små mængder af pesticid (om overhovedet nogen), som skylles ud af drænene. Små vandmængder, som transporteres ind i drænet via makroporer i forbindelse med en kraftig nedbørshændelse, kan afhængigt af bl.a. trykforhold i jordvandet omkring drænene forlade drænene igen inden drænudløbet. Om sommeren vil trykforholdene omkring drænet generelt virke befordrende for, at vandet transporteres fra drænet ud i jorden inden udløbet.

Det fremgår af nederste del af Figur 4-15 kombineret med Tabel 4-4 - Tabel 4-8, at maksimumværdier for pesticidkoncentration generelt optræder i nær tilknytning til sprøjtetidspunktet. Stoffer der anvendes i foråret/forsommeren optræder med maksimumkoncentrationer på dette tidspunkt, og tilsvarende for stoffer som anvendes om efteråret. Nogle stoffer (fx Bromoxynil, Cypermethrin og Ioxynil) anvendes på forskellige tidspunkter forskellige steder i sædskiftet (forår/forsommer og efterår), og maksimumkoncentrationer kan derfor optræde på forskellige tidspunkter (forår/forsommer og efterår). Der er eksempler på stoffer, som anvendes på forskellige tidspunkter, men hvor maksimumkoncentrationer ikke optræder i forbindelse med alle anvendelsestidspunkter. Således giver tidlig anvendelsen af Glyphosat før midten af august ikke anledning til nær samtidige maksimumværdier for drænvandskoncentrationer. Maksimumværdier optræder her i tilknytning til senere anvendelse af stoffet i september og oktober. For Diflufenican giver anvendelsen i vårbyg medio maj ikke umiddelbart anledning til forekomster af maksimumkoncentrationer. Stoffet er meget persistent i jord ( $DT_{50}=315$  døgn), hvilket formentlig forklarer hvorfor maksimumkoncentrationer forekommer så sent som i februar, formentlig som respons på anvendelse i vintersæd i september/oktober måned.



FIGUR 4-15. MAKSIMAL TIMEVÆRDI FOR PESTICIDKONCENTRATION FUNDET I DEN UNDERSØGTE 10-ÅRSPERIODE ( $\mu\text{G L}^{-1}$ ; ØVERSTE DELFIGUR) MED TILHØRENDE DRÆNVANDSMÆNGDE ( $\text{MM TIME}^{-1}$ ; FIGUREN I MIDTEN) OG ANGIVELSE AF TIDSPUNKT (MÅNED (1-12); NEDERSTE DELFIGUR), HVOR MAKSIMUMVÆRDIEN ER FUNDET.



#### 4.3.4 Følsomhed over for sorptionsevne ( $K_{foc}$ ), nedbrydningshastighed ( $DT_{50}$ ) og anvendt pesticidmængde beregnet for Prosulfocarb

Følsomheden er undersøgt for Prosulfocarb, som er det pesticid, der anvendes i størst mængde (Tabel 4-15). Udvaskningen af Prosulfocarb påvirkes næsten ikke af jordbearbejdningen (Pløjet, Harvet eller Direkte sået), men er højere på KT-jord end på ST-jord. I Tabel 4-19 er udvaskningen beregnet for pløjet KT-jord med normal udbragt mængde samt typisk  $K_{foc}$ -værdi ( $1693 \text{ L kg}^{-1}$ ) og typisk  $DT_{50}$ -værdi (10 døgn), dvs.  $0,775 \text{ g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$  (jf. Tabel 4-16) indekseret med værdien 100.

Der er nær direkte proportionalitet mellem anvendt pesticidmængde og udvaskning. Afvigelsen skyldes, at der anvendes en Freundlich isotherm, som afviger ganske lidt fra en lineær model, til at beskrive sorptionslignevægten for Prosulfocarb (Tabel 4-12). For stoffer med lineær sorptionsisotherm vil der være direkte proportionalitet, dvs. at udvaskningen målt som andel af udbragt mængde er upåvirket af anvendt mængde. For stoffer med en Freundlich isotherm, som afviger stærkt fra den lineære model, vil andelen som udvaskes typisk vokse med mængden af tilført pesticid, fordi sorptionslignevægten samtidigt forrykkes mod vandfasen.

Udvaskningen på ST-jord er kun mellem 53 og 60 % af, hvad den er på KT-jord for samme kombination af jordbearbejdning (Pløjet, Harvet eller Direkte sået),  $K_{foc}$ -værdi og  $DT_{50}$ -værdi (procentværdierne er ikke vist eksplicit). Der er altså en gennemgående og ganske betydelig effekt af jordtypen. Effekten beror på de relativt moderate forskelle mellem parameterverdier for hydrauliske egenskaber i overjorden, som er fundet imellem de undersøgte lerjordsmarker S8 og K3 i Sorø og Karlslunde (Afsnit 3.2).

Udvaskningen vokser med voksende halveringstid ( $DT_{50}$ ), samt med aftagende sorptionsevne ( $K_{foc}$ ). Følsomheden over for de undersøgte spænd af  $DT_{50}$  og  $K_{foc}$  er dog ret begrænset for de tre former for jordbearbejdning, og mindre end følsomheden over for jordtypen. Effekten af  $DT_{50}$  er størst når  $K_{foc}$  er mindst, og den er større på KT end på ST. På KT-jord synes følsomheden over for  $DT_{50}$  (med fastholdt  $K_{foc}$ ) at være mindre på pløjet jord end for de to øvrige former for jordbearbejdning. Indeks-værdien for udvaskning varierer maksimalt mellem 98 (ved  $DT_{50} = 7$  døgn) og 132 (ved  $DT_{50} = 13$  døgn) fundet for harvet KT-jord med  $K_{foc} = 1367 \text{ L kg}^{-1}$ . Følsomheden over for  $DT_{50}$  er dog næsten den samme for direkte sået KT-jord.

Effekten af det undersøgte spænd af  $K_{foc}$ -værdier er gennemgående lidt mindre end effekten af  $DT_{50}$ . Følsomheden over for  $K_{foc}$  (med fastholdt  $DT_{50}$ ) er størst når  $DT_{50}$  er højst, og den er større på KT end på ST. Følsomheden er større med direkte såning end med de øvrige bearbejdningsformer. Indeks-værdien for udvaskning varierer maksimalt mellem 105 (ved  $K_{foc} = 2339 \text{ L kg}^{-1}$ ) og 134 (ved  $K_{foc} = 1367 \text{ L kg}^{-1}$ ) fundet for direkte sået KT-jord med  $DT_{50} = 13$  døgn.

Samlet set (for alle kombinationer af  $K_{foc}$  og  $DT_{50}$  samt for de tre bearbejdningsformer) varierer indeks-værdier for udvaskningen på KT-jorden mellem 89 og 134, og på ST-jorden mellem 53 og 72. Det synes derfor ikke (specielt på ST-jorden) at være afgørende, hvilke værdier af  $K_{foc}$  og  $DT_{50}$  fra Footprint -databasen, der anvendes i beregningerne. Prosulfocarb er derimod som også tidligere omtalt særdeles følsom over for radikale ændringer af overfladelagets hydrauliske egenskaber illustreret med beregninger for Min-scenarierne på pløjet jord (Tabel 4-19). Med Min-scenarierne synes  $DT_{50}$  kun at spille en helt underordnet rolle for udvaskningens størrelse, mens  $K_{foc}$  fortsat har en vis betydning.

Den højeste udvaskning (for begge jordtyper 21 gange højere end referencen) findes, når pesticidet anvendes i dobbelt mængde på strukturskadet jord (i Min-opsætningen). Isoleret set er effekten af overfladelagets hydrauliske egenskaber større end effekten af såvel sorptionsevne og nedbrydningshastighed som anvendt pesticidmængde.

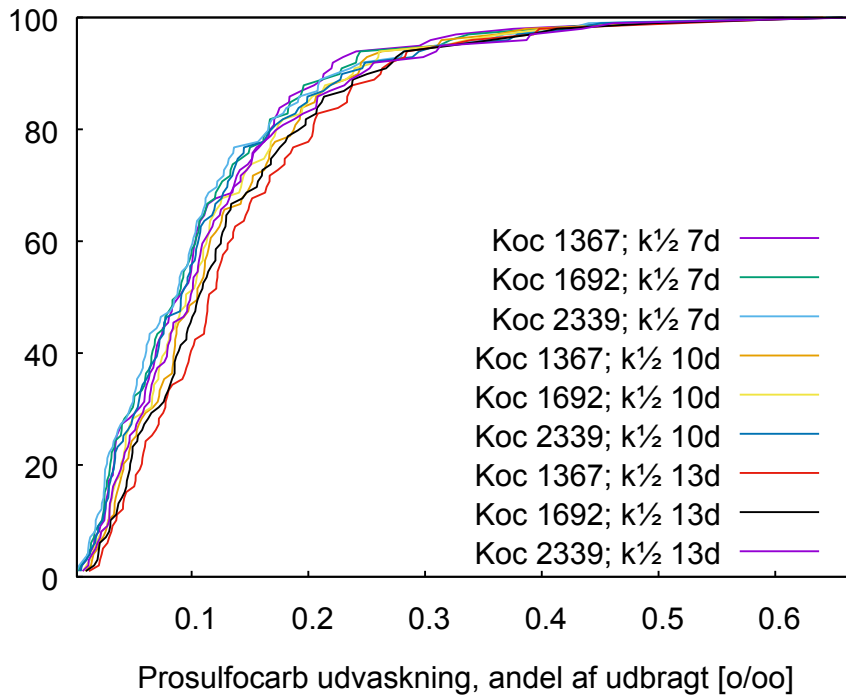
TABEL 4-19. UDVASKNINGENS FØLSOMHED (INDEKSEREDE GENNEMSNITSVÆRDIER) OVER FOR ANVENDT PESTICIDMÆNGDE (NORMAL, HALV ELLER DOBBELT), SORPTIONSKAPACITET ( $K_{FOC}$ ) SAMT NEDBRYDNINGSHASTIGHED ( $DT_{50}$ ) BEREGNET FOR PROSULFOCARB. UDVASKNINGEN I PLØJET KT-JORD MED NORMAL ANVENDT PESTICIDMÆNGDE SAMT TYPISK  $K_{FOC} = 1693 \text{ L KG}^{-1}$  OG TYPISK  $DT_{50} = 10$  DØGN ( $0,775 \text{ G HA}^{-1} (10 \text{ ÅR})^{-1}$ ) ER INDEKSERET MED VÆRDIEN 100.

Mængde, $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$	$K_{FOC}$ , $\text{L kg}^{-1}$	$DT_{50}$ , døgn	KT				ST			
			Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
Normal (6400)	1367	7	92	98	101	1145	55	56	60	1107
		10	104	114	117	1146	62	62	66	1110
		13	116	132	134	1148	69	69	72	1112
	1693	7	91	96	95	1056	54	56	58	1026
		10	100	108	108	1057	59	61	62	1028
		13	109	122	121	1058	65	66	67	1030
	2339	7	91	95	89	913	53	56	55	893
		10	96	103	97	914	56	59	58	894
		13	102	111	105	915	60	63	61	895
Halv	1693	10	50	54	-	523	29	30	-	508
Dobbelt	1693	10	201	218	217	2138	118	122	125	2078

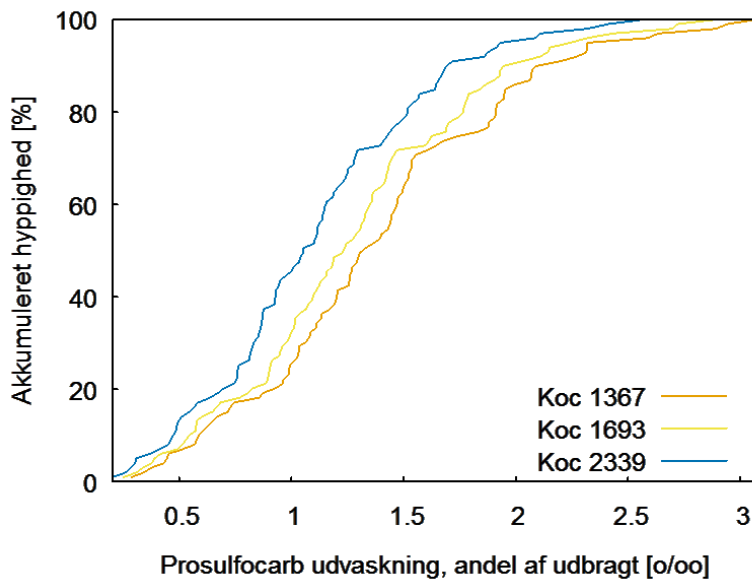
Den akkumulerede hyppighed af voksende udvaskningshændelser (gennemsnitlig udvaskning per 10-år i promille af udbragt mængde) er opgjort for de 99 simulerede 10-årsperioder (Figur 4-16). De viste resultater er for pløjet KT-jord uden strukturskader i overfladelaget. Det fremgår, at sandsynligheden for at overskride et vist udvaskningsniveau generelt er størst med den største halveringstid på 13 døgn og med laveste sorptionsevne. Tendensen er dog ikke helt entydig, idet variationen mellem perioder (grundet vejrlig) er væsentlig større end effekterne af de forskellige parametriseringer. Sagt på en anden måde: Det er nødvendigt at inddrage mere end de undersøgte 99 10-årsperioder for at nå frem til helt entydige effekter af det undersøgte spænd af parameterværdier ( $K_{FOC}$  og  $DT_{50}$ ).

Resultater svarende til dem, der er vist i Figur 4-16, er også afbildet for strukturskadede KT-jord (pløjet med Min-opsætning; Figur 4-17). Effekterne af nedbrydningshastighed er dog udeladt her, da den er så lille, at den ikke kan ses med den anvendte skalering. Den reducerede risiko med højere sorptionsevne for at overskride et givet udvaskningsniveau er her tydelig ved alle udvaskningsniveauer. Effekten af sorption er både relativt og absolut større end når udvaskningen beregnes med repræsentative hydrauliske egenskaber i overfladelaget, og udvaskningsniveauet er som tidligere anført væsentligt højere (Figur 4-16).

Fordelinger for scenarierne med harvning og direkte såning (ikke vist) udviser samme tendenser som det pløjede scenarie uden strukturskader (Figur 4-16). Der er heller ikke principielle afvigelser, når resultater for ST-jorden sammenlignes med resultater for KT-jorden (heller ikke vist).



FIGUR 4-16. AKKUMULERET HYPPIGHED AF VOKSENDE UDVASKNINGSHÆNDELSE (10-ÅRSVÆRDIER ANGIVET SOM % AF UDBRAGT MÆNGDE) FOR PROSULFOCARB PÅ PLØJET KT-JORD (UDEN STRUKTURSKADER). RESULTATER BASERET PÅ SIMULERING AF 99 10-ÅRSPERIODER MED TRE FORSKELLIGE NIVEAUER AF ADSORPTIONSEVNE K<sub>Foc</sub> (1367, 1692 OG 2339 L KG<sup>-1</sup>) OG 3 FORSKELLIGE NIVEAUER AF NEDBRYDNINGSHASTIGHED DT<sub>50</sub> (7, 10 OG 13 DØGN)



FIGUR 4-17. AKKUMULERET HYPPIGHED AF VOKSENDE UDVASKNINGSHÆNDELSE (10-ÅRSVÆRDIER ANGIVET SOM % AF UDBRAGT MÆNGDE) FOR PROSULFOCARB PÅ PLØJET KT-JORD MED MIN-OPSÆTNING (MED STRUKTURSKADER). RESULTATER BASERET PÅ SIMULERING AF 99 10-ÅRSPERIODER MED TRE FORSKELLIGE NIVEAUER AF ADSORPTIONSEVNE K<sub>Foc</sub> (1367, 1692 OG 2339 L KG<sup>-1</sup>)

#### 4.3.5 Følsomhed over for sorptionskinetik samt kolloidfaciliteret transport

Ifølge simuleringresultaterne præsenteret i Afsnit 4.3.2.2 og Afsnit 4.3.3 er Glyphosat det stof, der udvaskes i størst mængde og med højst gennemsnits- og maksimumkoncentration til drænene. Udvasningen af Glyphosat er som standard beregnet med en sub-model, der tager hensyn til effekter af tidsafhængig sorption/desorption samt til kolloidfaciliteret transport. Vi har brugt samme model og parameterverdier til at beskrive disse effekter som i det tidligere studium af Hansen et al. (2012). Her blev modelleringen vurderet som succesfuld, men vurderingen var baseret på et begrænset datamateriale (resultater for to lokaliteter og to år fra VAP-projektet). I nærværende projekt er simuleringerne gennemført for en meget lang tidsserie (99 10-årsperioder), og det er derfor interessant at se, hvordan valget af model påvirker den gennemsnitlige udvaskning.

Glyphosatudvaskning beregnet med standardmodellen er sammenlignet med udvaskning beregnet med en mere simpel model, hvor effekter af sorptionskinetik og kolloidfaciliteret transport ikke indgår. Der er yderligere lavet beregninger, hvor standardmodellen er modificeret ved at anvende den mindste  $DT_{50}$ -værdi fra Footprint databasen (i stedet for gennemsnitsværdien), samt ved at udelade kolloidfaciliteret transport (Tabel 4-20). Beregningerne viser, at den simulerede udvaskning af Glyphosat er særdeles følsom over for valget af transportmodel. Udvasningen er 16-120 gange højere i de forskellige scenarier når den beregnes med standardmodellen end når den beregnes med den simple model baseret på momentan sorption/desorption og uden inddragelse af kolloidfaciliteret transport. Faktorerne er lidt mindre (15 – 75), når kolloidfaciliteret transport udelades, og udvasningen baseret på tidsafhængig sorption sammenlignes med udvasningen ved momentan sorption. Den samlede modeffekt er markant mindre i Min-scenarierne på pløjet jord (faktorer på hhv. 20 og 16 for KT og ST) end i de øvrige scenarier (faktorer på 63-120). Dette afspejler formentlig især, at dynamisk sorption og dermed (kortvarige) muligheder for transport i jordens mindre porer spiller en mindre vigtig rolle, når makroporestrømning i højere grad initieres allerøverst i profilen.

Det præcise niveau for nedbrydningshastighed i jord angivet ved  $DT_{50}$  har tilsyneladende ikke nær så stor betydning for udvasningen af glyphosat som sorptionskinetikken. Udvasningen er ”kun” op til en faktor 1,5 højere med standardværdien for  $DT_{50}$  (12 døgn) end med laveste  $DT_{50}$  (5 døgn) angivet i Footprint-databasen (fundet for det harvede scenarie på KT-jorden, jf. Tabel 4-20). Effekterne er meget små i Min-scenarierne på pløjet jord, formentlig fordi  $DT_{50}$ -værdien kun påvirker nedbrydningen af glyphosat, som er trængt ind i jorden, ikke nedbrydningen af den del af stoffet, som befinder sig på planterester oven på jorden.

Også kolloidfaciliteret transport har mindre betydning for den beregnede udvasningen end sorptionskinetikken. Men udvasningen er dog op til 1,9 gange højere med standardmodellen end med samme model uden bidrag fra kolloidfaciliteret transport. Effekterne er meget små i Min-scenarierne på pløjet jord, hvor både sorberet og ikke-sorberet glyphosat i høj grad kan forbigå hele jordprofilen. Der er tendens til, at effekterne af kolloidfaciliteret transport er særlig stor i de harvede scenarier. De beregnede effekter af kolloidfaciliteret transport bygger imidlertid (bl.a.) på, at vi er i stand til at beregne kolloidtransporten til dræn. Testen foretaget på data fra Rørrendegaard (Afsnit 3.2) viste, at dette gik ganske godt på pløjet jord, men at modellen kraftigt overvurderede kolloidtransporten ved reduceret jordbearbejdning. Det betyder, at glyphosatudvasningen ved reduceret jordbearbejdning kan være overvurderet, potentielt med helt op til en faktor på 1,9. Målingerne fra Rørrendegaard viste særlig lav partikeludvasning til dræn i forsøgsleddet med direkte såning, og det er derfor muligt, at glyphosatudvasningen i særlig grad overvurderes i scenarierne med direkte såning.

**TABEL 4-20. GENNEMSITLIG UDVASKNING AF GLYPHOSAT ( $G HA^{-1} (10 \text{ \AA R})^{-1}$ ) BEREGNET MED 4 FORSKELLIGE SUB-MODELLER I DAISY, HHV. 1) STANDARDMODELLEN MED EFFEKTER AF TIDSAFHÆNGIG SORPTION SAMT KOLLOIDFACILITERET TRANSPORT, 2) MODEL MED MOMENTAN SORPTION OG UDEN KOLLOIDFACILITERET TRANSPORT, 3) MODEL HVOR STANDARD  $DT_{50}$ -VÆRDIEN ER UDSKIFTET MED LAVESTE VÆRDI FRA FOOTPRINT DATABASEN, OG 4) MODEL HVOR KOLLOIDFACILITERET TRANSPORT ER FJERNET FRA STANDARDMODELLEN. UDVASKNINGEN BEREGNET MED STANDARDMODELLEN ER ENDVIDERE SAT I FORHOLD TIL UDVASKNINGEN BEREGNET MED DE 3 ØVRIGE MODELLER, OG UDVASKNINGEN MED TIDSAFHÆNGIG SORPTION ER SAT I FORHOLD TIL UDVASKNINGEN MED MOMENTAN SORPTION (VIST I PARENTESER)**

	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
1. Glyphosat, standardmodel	17,06	16,77	20,15	18,37	16,81	11,58	14,14	15,35
2. Glyphosat, simpel model	0,19	0,25	0,31	0,94	0,14	0,17	0,22	0,98
1:2	(92)	(68)	(64)	(20)	(120)	(66)	(63)	(16)
3. Glyphosat, hurtig nedbrydning	12,18	11,08	14,71	18,16	12,50	8,11	10,97	15,06
1:3	(1,4)	(1,5)	(1,4)	(1,0)	(1,3)	(1,4)	(1,3)	(1,0)
4. Glyphosat, uden kolloidfacilitering	10,06	8,94	12,58	18,10	10,46	6,56	9,55	14,98
1:4	(1,7)	(1,9)	(1,6)	(1,0)	(1,6)	(1,8)	(1,5)	(1,0)
4:2	(54)	(36)	(40)	(19)	(75)	(38)	(43)	(15)

Valget af sub-model for Glyphosat-udvaskning med tilhørende parametrisering af især tidsafhængig sorption er altså uhyre vigtig for de beregningsresultater, som Daisy leverer. Vi har tidligere valgt standard-modellen ud fra eksperimentelle erfaringer og tests gennemført på et begrænset datamateriale (Hansen et al., 2012). Der er behov for at teste modellerne over for et større datamateriale. Dette er på ingen måde overraskende set i lyset af den variabilitet i udvaskningen, der er fundet i nærværende projekt.

Beregnet med den simple model uden effekter af tidsafhængig sorption samt kolloidfaciliteret transport har overfladelagets hydrauliske egenskaber (illustreret med Min-opsætningerne) relativt set større betydning for udvaskningen af Glyphosat, end når udvaskningen beregnes med standardmodellen. Med denne model er udvaskningen i gennemsnit for jordtyperne 4,5 gange højere i Min-scenarierne på pløjet jord end for alle øvrige scenarier (ikke vist eksplicit). Uden effekterne af sorptionskinetik opfører Glyphosat sig altså som et mere "normalt", stærkt-adsorberende stof, hvis udvaskning afhænger stærkt af overfladelagets hydrauliske egenskaber.

# 5. Sammenfattende diskussion

## 5.1 Jordtæthed og hydraulisk ledningsevne ved forskellig jordbearbejdning

Jordens volumenvægt og hydrauliske ledningsevne varierede systematisk hen over året i Taastrup-forsøgets led F1 (overfladisk harvning og såning), F3 (pløjning, furepakning, rotorharvning og såning) og F4 (pløjning, såbedsharvning, såning) og på en måde, der overordnet set kunne simuleres tilfredsstillende for de enkelte behandlinger med udgangspunkt i WEPP-modellens hydrauliske relationer. Variationsmønsteret var temmelig komplekst. I F2 var årsvariationen langt mindre, hvilket også blev fanget af modellen.

For at opnå tilfredsstillende overensstemmelse i alle forsøgsled mellem modelsimuleringer og måledata var det nødvendigt at modificere WEPP-relationerne på nogle få, men vigtige punkter. Effekter af frost og af kørespor måtte inkluderes, idet WEPP-modellen ikke indeholder særlige beskrivelser heraf, og fordi disse faktorer tydeligvis havde stor effekt under vores forsøgsbetingelser. Desuden stemte WEPP-modellens beskrivelse af effekter af vegetation på hydrauliske egenskaber ikke helt overens med vores observationer, hvorfor relationerne i WEPP blev erstattet med relationer udviklet på egne observationer understøttet af beregninger med plantevækstmodulet i Daisy. Effekter af bearbejdningsmetode og jordfugtighed ved bearbejdning, nedbør, tid efter jordbearbejdning, frost og tekstur, organisk stof samt færdsel indgår i beregningerne (se Appendix B).

WEPP-modellen kan imidlertid kun estimere en form for løbende gennemsnit af de hydrauliske funktioner på ikke-strukturskadede delarealer. Den rumlige variation, som forekommer på de enkelte måletidspunkter fx som følge af kørsel på dele af arealet, afspejles ikke. Det synes at have betydning, når de hydrauliske egenskaber skal bruges til beregning af pesticidudvaskningen fra en mark. Eksempelvis udtrykker WEPP-modellen ikke, at infiltrabiliteten var så lav i hjulsporene i F4 ved målingerne i november 2012, at den som hovedregel ikke kunne måles. I F4 dækker sporarealet ca. 25 % af det samlede overfladeareal, hvis man kun medregner traktorsporene (se fx Figur 2-13). Dertil kommer, at WEPP-modellen på dette måske særligt kritiske tidspunkt overestimerer infiltrabiliteten (lidt) i forhold til gennemsnit af måleresultaterne.

Målingerne viste, at jordbearbejdningen havde sikker indflydelse på volumenvægt og porøsitet. Volumenvægten var gennemgående højest og mest stabil i F2 (Direkte såning med skiveskærmaskine). For sporarealer var volumenvægten dog generelt højere i F4 end i F2. Målingerne bekræfter derved grundreglen, at jordbearbejdning destabiliserer jordstrukturen og gør jorden mere modtagelig for pakning.

En overordnet, tidsuafhængig analyse viste endvidere, at jordbearbejdningen havde statistisk sikker indflydelse på den log-lineære sammenhæng mellem målt infiltrabilitet, i (eller umættet hydraulisk ledningsevne) og ækvivalentdiameter af største vandfyldte pore (eller tension). Effekten af at inddrage porer med voksende ækvivalentdiameter (af at sænke tensionen) var mindst i pløjet jord. Også i sporarealerne var den højere for ubearbejdet jord (F2s) end for konventionelt bearbejdet jord (F4s). Nogenlunde tilsvarende resultater er fundet af Ankeney et al. (1990). Den umættede

hydrauliske ledningsevne ved 6 og 12 cm tension var generelt højere i pløjet jord, mens der generelt ikke blev fundet nogen sikker forskel mellem behandlingerne ved 1,5 cm tension. Ovennævnte resultater udtrykker, at forskellen mellem behandlinger mindskes i tensionsområdet fra 12 til 1,5 cm v.s. Dette er formentlig udtryk for effekter af en større mængde af bioporer (med diametre i intervallet 0,25-2,0 mm) ved mindre og mere overfladisk bearbejdning, som kompenserer for manglende jordløsning ved pløjning. Overordnet set uden hensyn til måletidspunkt og jordbearbejdning voksede infiltrabiliteten med en faktor på 2,16 hver gang ækvivalent-diameteren af største vandfyldte pore blev fordoblet (eller tensionen blev halveret) i intervallet  $0,25 \mu\text{m} < d < 2,0 \mu\text{m}$ , men der var meget stor (tidslig og rumlig) variation på måleværdierne i de enkelte forsøgsled.

Leddene F1 og F2 i Taastrup er senest pløjet i efteråret 1997, mens F3 og F4 er pløjet i alle årene. Man kunne forvente, at furebunds-permeabiliteten ville være højest i de opløjede led pga. flere bioporer og mindre gentagen pakning af jorden i dette område. Målt efter standard-metoden baseret på 100 cm<sup>3</sup> uforstyrrede jordprøver kunne der imidlertid ikke påvises nogen sikker effekt af jordbearbejdning på den gennemsnitlige permeabilitet i furebunden. Derimod synes fordelingen af permeabilitetsværdierne at være påvirket, idet der blev fundet en større hyppighed af særligt lave værdier i pløjede led, og en større hyppighed af meget høje værdier ved direkte såning (F2). Disse effekter på fordelingen giver god mening, men der er behov for at få resultaterne verificeret.

Vi tillægger røgforsøgene større vægt end furebundsmålingerne i forhold til at bedømme makroporekontinuiteten mellem overflade og dræn. Og vi vurderer, at fordelingen af permeabilitetsværdier målt i furebunden næppe har nogen dominerende indflydelse på pesticidudvaskningen. Vi har derfor valgt ikke at analysere dem yderligere for nærværende. Der var nært sammenfald mellem (gennemsnitlig) mættet hydraulisk ledningsevne estimeret for furebunden på basis af permeabilitetsmålingerne og ledningsevne estimeret med Hypres ud fra målt volumenvægt og tekstur.

Der blev kun målt halvt så mange gange i Karlslunde og Sorø som i Taastrup (på 5 tidspunkter modsat 10 i Taastrup). Man kan ikke på grundlag af disse målinger udlede, at der er nogen systematisk årsvariation, hverken når det gælder volumenvægt eller infiltrabilitet. Tværtimod tyder måleresultaterne på, at årsvariationen er væsentlig mindre end i leddene F1, F3 og F4 i Taastrup. Eksempelvis var det samlede variationsrum for målt gennemsnitlig porøsitet i overfladelaget 50-59 %, mens det tilsvarende interval i Taastrup var 36-58 % (alle forsøgsled). I Taastrup findes de høje værdier for porøsitet (lave værdier for volumenvægt) typisk kort tid efter jordbearbejdningen, mens høje porøsitetsværdier findes året rundt i Karlslunde og Sorø. I Taastrup findes undertiden nogle meget lave porøsitetsværdier, herunder ved direkte såning i F2, som slet ikke optræder i Karlslunde og Sorø. Tilsvarende findes der ikke nær så stor rumlig variation i målt infiltrabilitet (nær-mættet hydraulisk ledningsevne) i Karlslunde og Sorø som i Taastrup, og de klart laveste ledningsevneværdier findes i Taastrup.

Når målingerne ikke viser nogen klar årsvariation i de hydrauliske egenskaber ved Sorø og Karlslunde, så giver det heller ikke mening at forsøge at simulere nogen sådan. Bedømt ud fra WEPP-relationerne giver det rigtig god mening, at porøsiteten er nogenlunde konstant og høj, idet dyrkningssystemerne i Karlslunde og Sorø generelt yder en bedre beskyttelse af jordoverfladen mod vejrliget og tilfører langt mere organisk materiale. Tilførsel af store mængder af organisk stof til overfladelaget (halm og/eller efterafgrøde) vil afstedkomme en høj biologisk aktivitet i laget med positive effekter på aggregatdannelse og aggregatstabilitet samt på dannelsen af nye bioporer. Dette vil i sig selv kunne bidrage til at mindske den rumlige variation, dvs. variationen i nærmættet hydraulisk ledningsevne imellem de (trods alt) relativt små målefelter, som udgøres af tensiometrenes keramiske fod. Jorden vil kun i mindre grad sætte sig efter løsning, og den vil kunne tilsås med almindelig såteknik efter et minimum af forudgående mekanisk bearbejdning. Effekterne på jordens strukturstabilitet var umiddelbart følelige i forbindelse med jordprøveudtagningen.

Imidlertid kunne de implementerede WEPP-relationer hverken i originaludgaven eller i modificeret udgave reproducere de målte høje porositetsværdier (lave volumenvægte) tilstrækkeligt robust. Det skyldes måske, at systemerne er for forskellige fra de dyrkningssystemer, som WEPP er udviklet til. Der har ikke været tid til (eller aktuelt behov for) at grave dybere i dette punkt.

Forsøgsleddet med minimal jordbearbejdning i Taastrup (F2) indtager en særstilling. Porositeten er her relativt stabil som i Karlslunde og Sorø, men den ligger på et betydeligt lavere niveau. Dette kan skyldes, at jordens overfladelag aldrig løsnes ved jordbearbejdning, i kombination med at der tilføres langt mindre organisk materiale end i Karlslunde og Sorø. Selvom volumenvægt og infiltrabilitet måles hele 10 gange, kan man ikke for denne behandling udlede, at der er nogen væsentlig og systematisk årsvariation. Det er bemærkelsesværdigt, at særligt lave, ikke-målbare værdier af helt nærmættet hydraulisk ledningsevne (ved 1,5 cm tension) optræder mindre hyppigt i sporarealer i dette led (F2s) end i sporarealer i F4 (F4s). Det kan være fordi jorden er mekanisk mere stabil og/eller fordi dækudrustning og dæktryk anvendt i F2 var lidt anderledes end i F4 (Afsnit 2.1.1.2).

## **5.2 Simuleret udvaskning i Rørrendegaard-forsøgene**

Udvaskningen af jordpartikler og to pesticider (Pendimethalin og Ioxynil) blev simuleret for Rørrendegaard-forsøget med udgangspunkt i estimerede og målte hydrauliske egenskaber, og der blev foretaget en sammenligning med foreliggende måleværdier af lidt ældre dato.

Det er ikke helt ligetil at komme fra målte hydrauliske egenskaber til værdier, der med bedst muligt resultat kan anvendes i simuleringerne. Problematikken er belyst ved at gennemføre beregningerne med hydrauliske egenskaber tilvejebragt på forskellige måder (fire forskellige parametriseringer, jf Tabel 3-8). Det er kendt fra litteraturen og tidligere dokumenteret på forsøgsarealet, at udvaskningen af jordpartikler og adsorberende pesticider primært foregår i nogle få særlige hændelser over korte tidsintervaller. Hvis vi skal tro på, at Daisy fanger de væsentligste transportmekanismer må vi derfor i første omgang kræve, at den kan simulere noget, der kommer tæt på den målte udvaskningsdynamik. Det kan modellen, oven i købet med alle fire parametriseringer. Det bærende element i denne dynamik er, at modellen har indbygget effekter af store bioporer, som forbinder overfladelaget direkte med drænene. Dynamikken opstår, når disse transportveje aktiveres. Dynamikken er knap så godt beskrevet for det svagt-adsorberende pesticid Ioxynil, hvilket kan hænge sammen med, at den er bestemt af egenskaber (fx jordegenskaber i lidt større dybde), som ikke er i fokus i nærværende projekt.

Der er imidlertid betydelig forskel på effekterne af de fire parametriseringer. Minimum-opsætningen giver størst dynamik (fleste kortvarige udvaskningshændelser), større vandtransport i makroporer direkte fra overfladelaget til dræn i forbindelse med nedbørshændelserne samt større udvaskning af jordpartikler. Overordnet set stemmer størrelsen af den simulerede partikeludvaskning for Minimum-opsætningen bedst overens med måleværdierne. Resultatet indikerer dermed, at overfladelagets hydrauliske egenskaber er af stor betydning for partikeludvaskningen og at denne vokser relativt stærkt med aftagende ledningsevne. Målingerne viste, at der var stor rumlig variation i de hydrauliske egenskaber, specielt med konventionel jordbearbejdning baseret på pløjning og specielt når sporarealer inddrages. Delarealer med særligt lav hydraulisk ledningsevne i overfladelaget vil efter alt at dømme bidrage uforholdsvist meget til den samlede partikeludvaskning til dræn.

Der er uløste problemer med simulering af størrelsen af partikeludvaskningen i Rørrendegaard-forsøget anskueliggjort ved, at vi ikke var i stand til at simulere de målte, klare effekter af jordbearbejdning på udvaskningen. Resultater af fire års systematiske drænvandsmålinger viste i gennemsnit mindre partikeludvaskning med pløjefri dyrkning (F1 og F2) end med de øvrige behandlinger (F3 og F4), men med simuleringerne var det modsat. Det er sandsynligt, at også mobiliseringen af jordpartikler ved jordoverfladen er vigtig for udvaskningen til dræn, og at denne



proces må modelleres individuelt for de forskellige behandlinger. Modellen for kolloidmobilisering, der pt. er implementeret i Daisy (Hansen et al., 2012), tager ikke eller kun delvist højde for effekter af jordbearbejdning, tilførsel af organisk stof, frost og udtørring. Vi vurderer, at der er behov for at udvikle og indbygge en bedre model for kolloidmobilisering, som inddrager disse effekter. WEPP-modellen indeholder nogle relevante funktioner, som måske kan anvendes under danske forhold. Men vi har ikke tilstrækkeligt grundlag for at validere og kalibrere beskrivelserne og dermed heller ikke for at lave modeludvidelsen.

Opgjort på årsbasis er også mængden af udvasket pesticid til dræn fuldt ud acceptabel set i forhold til måleværdierne. Måleværdierne er lave, dvs. op til  $18 \cdot 10^{-3} \%$  af tilført mængde (målt for Pendimethalin i F4). For de konkrete år simuleres der ikke væsentlige bidrag til udvaskningen med makroporestrømning direkte fra overfladen til dræne. Det er sandsynligt at denne mekanisme får meget større betydning i situationer, hvor udvaskningen bliver stor. Der simuleres generelt højere udvaskning, end hvad der er målt (op til en faktor 3), men de absolutte afvigelser er små og betragtes derfor ikke som væsentlige. Det er i øvrigt som tidligere beskrevet sandsynligt, at måleværdierne i mindre grad undervurderer udvaskningen.

Der blev ikke simuleret nogen sikker effekt af jordbearbejdning på pesticidudvaskningen i den undersøgte periode, som imidlertid er alt for kort til at man kan generalisere. Måleresultaterne giver heller ikke mulighed for at vurdere, om mangelen på effekt er meningsfuld i de konkrete forsøgsår, idet der mangler resultater for reduceret jordbearbejdning.

Den dynamiske simulering af hydrauliske egenskaber med implementerede WEPP-relationer i Taastrup-forsøget blev vurderet som tilfredsstillende, og de hydrauliske egenskaber har jf. ovenstående stor betydning for udvaskningsrisikoen. Det er væsentlige argumenter for at bruge WEPP-relationerne i forbindelse med beregningen af pesticidudvaskning, i hvert fald ved konventionel jordbearbejdning, hvor den tidlige variation var relativt stor. Alligevel kan man ikke ud fra Taastrup-forsøgene konkludere, at der er nogen klar effekt af den dynamiske simulering med WEPP set i forhold til de to statiske opsætninger (Median og Hypres), når det kommer til udvaskningsberegninger. Forskellen på beregnet udvaskning af jordpartikler, Pendimethalin og Ioxynil med de tre modelopsætninger var generelt meget lille. Forklaringen kan være, at alle de tre opsætninger kun fokuserer på repræsentative hydrauliske egenskaber (middel- eller medianværdier) og ikke på den rumlige variation og hyppigheden af særligt lave værdier. Det kan også være, at effekterne vil fremgå på lang sigt, men maskeres af vejrtilstandene i de konkrete forsøgsår. Når forskellene mellem de tre opsætninger er så små, giver det heller ikke på det foreliggende grundlag mening at diskutere, om pesticidudvaskning baseret på WEPP-relationer kommer tættere på sandheden end beregninger baseret på Hypres eller Median. For andre pesticider med andre egenskaber og for pesticider anvendt på andre tidspunkter kan forholdene være anderledes.

Målingerne af hydrauliske egenskaber viste, at der var ret stor rumlig variation. Det gælder specielt, men ikke kun, når sporarealer inddrages. Denne variation har efter al sandsynlighed stor betydning for risikoen for pesticidudvaskning, hvilket især illustreres af forskellene mellem udvaskningsdynamik baseret på Minimum-opsætningen og på de 3 øvrige opsætninger. Beregningerne viste, at delarealer med lav porøsitet og lav nær-mættet hydraulisk ledningsevne med stor sandsynlighed vil vægte meget i opgørelsen af udvaskningsrisikoen fra et areal. I visse situationer var infiltrationsevnen (ledningsevnen) endda så ringe, ja selv ved bare 15 mm tension, at den ikke kunne måles (Tabel 2-5). Vi ved ikke hvor lave værdierne reelt var i disse situationer, kun at de var lavere end ca.  $0,2 \text{ mm time}^{-1}$  og dermed efter alt at dømmes betydeligt lavere end angivet med Minimum-opsætningen. Baseret på gennemførte måleværdier sættes værdierne for mættet hydraulisk ledningsevne til  $0,33\text{-}0,41 \text{ cm time}^{-1}$  i Minimum-opsætningen (jf. Tabel 3-8), hvilket er højt i forhold til detektionsgrænsen på ca.  $0,2 \text{ mm time}^{-1}$  (op til 20 gange højere). Overordnet set viste måleresultaterne nemlig, at nærmættet hydraulisk ledningsevne "kun" forventes at vokse med en faktor på godt 2 hver gang tensionen halveres. Beregninger med Minimum-opsætningen

repræsenterer derfor næppe nogen "worst case", fx når det gælder den særligt kritiske periode i efteråret 2012. Der er brug for mere følsomme og helst også hurtige målemetoder, som direkte eller indirekte kan klarlægge forholdene på delarealer med ringe infiltrationsevne nær mætning. En mulig vej at gå er at bruge mere tid på at karakterisere sporarealer på bekostning af andre delarealer. Infiltrometerets følsomhed kan øges ved at måle over længere tid end de her i projektet anvendte 20 minutter.

Baseret på erfaringer fra Rørrendegaard synes viden om repræsentative hydrauliske egenskaber opnået eksempelvis med de modificerede WEPP-relationer ikke at være tilstrækkeligt, hvis ønsket er at udlede udvaskningsrisikoen eller generelle effekter af jordbearbejdning på pesticidudvaskningen til dræn. Denne viden må suppleres med information om rumlig variation, dvs. i hvor høj grad systemerne genererer kompakte delarealer med særligt ringe nær-mættet hydraulisk ledningsevne. Ledningsevneværdier, der var så lave, at de ikke kunne bestemmes, blev fundet såvel i som uden for sporarealer, men dog klart hyppigst i sporarealer (Tabel 2-5). Kontrasten mellem sporareal og hovedareal var særlig stor i det pløjede forsøgsled F4, hvor sporarealer lavet af traktoren i forbindelse med såning udgjorde ca. 25 % af det samlede overfladeareal. Målingerne tyder dermed på, at jord som bearbejdes mindre og mere skånsomt bedre tåler færdsel uden at det på afgørende måde går ud over de hydrauliske egenskaber i køresporene. Dette udsagn, som underbygges af resultater fra litteraturen (fx Ankeney et al., 1990), svækkes dog af, at vores undersøgelse ikke er lavet specielt med henblik på at afdække samspillet mellem færdsel og jordbearbejdning. Eksempelvis er der ikke anvendt samme dækudrustning ved de forskellige behandlinger, der alle er gennemført som det "almindeligvis foregår" på de pågældende lokaliteter. I F3, hvor der også blev pløjet, men hvor jorden efterfølgende blev behandlet ret intensivt med et såsæt bestående af rotorharve og såmaskine, var den relativt tunge traktor udstyret med brede tvillingmonterede dæk. Dette giver sammen med den frontmonterede furepakker (Figur 2-1) en langt bedre trykfordeling i F3, end det var tilfældet i F4, og det var efterfølgende ikke muligt at erkende sporarealerne i F3. Brug af hensigtsmæssig dækudrustning tilpasset situationen kan være en "lavthængende frugt" i forhold til at reducere pesticidudvaskningen til dræn og vandløb.

Resultaterne tyder altså på, at fokus bør rettes på rumlig variation i de hydrauliske egenskaber snarere end på gennemsnitsværdier for arealerne og gennemsnitsværdiernes variation. I forhold til effekterne af jordbearbejdning synes det derfor at være særlig vigtigt, i hvor høj grad systemerne genererer sådanne risikofyldte delarealer. Set i bakspejlet har det gennemførte projekt nok i for høj grad været fokuseret på at måle repræsentative hydrauliske egenskaber ved forskellig behandling (gennemsnitsværdier og deres årsvariation) og efterfølgende på at simulere sådanne og deres effekter, end på at bestemme den arealmæssige fordeling af hydrauliske egenskaber samt niveauerne i delområder med kritiske værdier.

### 5.3 Scenarieanalyser af pesticidudvaskning til dræn

Scenarieberegningerne giver ikke noget tydeligt overordnet bud på, hvordan de undersøgte jordbearbejdningssystemer (Pløjet, Harvet eller Direkte sået) påvirker pesticidudvaskningen til dræn. Udvasningen af alle 27 pesticider (i  $\text{g ha}^{-1}$ ) er adderet i et forsøg på at danne et overordnet billede. Herved vil pesticider, som anvendes og udvaskes i store mængder, naturligvis få relativt stor vægt. Bedømt ud fra summerede værdier for hver 10-årsperiode i analysen, som dernæst er midlet for alle 99 10-årsperioder, får man på KT-jorden lidt højere udvaskning med direkte såning end med pløjning og harvning, men på ST-jorden er udvaskningen en smule større i det pløjede system og lidt mindre i det harvede system (Tabel 4-13). Dette gælder, når simuleringen bygger på dynamisk bestemte, repræsentative hydrauliske egenskaber i overfladelaget beregnet med de modificerede WEPP-relationer eller (for reduceret jordbearbejdning) som statiske værdier baseret på måleværdier kombineret med pedotransfer-funktionen Hypres. Selvom der findes flere store makroporeforbindelser mellem overflade og dræn med reduceret jordbearbejdning, og selvom jordbearbejdningen i relativt høj grad påvirker overfladelagets hydrauliske egenskaber udtrykt ved gennemsnitsværdier, er den samlede effekt heraf på pesticidudvaskningen til dræn altså forholdsvis beskedent. Der er kun lille forskel mellem pesticidanvendelsen ved forskellig jordbearbejdning i de opstillede dyrkningsscenarier. Ovenstående betragtninger er noget følsom over for anvendelsen af de pesticider, som indgår forskelligt og med relativt store mængder ved forskellig jordbearbejdning, eksempelvis Glyphosat.

Effekterne af jordbearbejdning er mere brogede når man kigger på den gennemsnitlige simulerede udvaskning af de enkelte pesticider (Tabel 4-16). Dette afspejler formentlig anvendelsesmønsteret i de forskellige scenarier i kombination med pesticidernes særlige transportegenskaber. Nogle pesticider udvaskes i højere grad med reduceret jordbearbejdning end ved pløjning (fx Clomazon, Propaquizafop og Propyzamid), mens det er omvendt for andre (fx Boscalid, Ethephon, Pyraclostrobin samt Glyphosat på jordtypen ST). Målt i  $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$  er udvaskningen af mange af de 27 pesticider af relativt lille betydning. Således udvaskes 18 pesticider i scenarierne Pløjet, Harvet og Direkte sået på begge jordtyper i gennemsnitlige mængder på under  $0,1 \text{ g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$ . Dette står i skarp kontrast til værdierne for de tre stoffer, som udvaskes i størst absolut mængde (Glyphosat, Propyzamid og Prosulfocarb). Relativt få stoffer med relativt høj udvaskning vil derfor dominere i samlede opgørelser baseret på den udvaskede masse af pesticider.

Billedet ændrer sig noget, hvis udvaskningen i stedet udtrykkes som andele af udbragte mængder, jf. Tabel 4-14. Her optræder stoffer som fx Clomazon og Propaquizafop som problematiske, selvom de jf. Tabel 4-16 kun udvaskes i meget moderate mængder. Propaquizafop anvendes årligt på 20 % af arealet til ukrudtsbekæmpelse i vinterraps i mængder på bare  $25 \text{ g ha}^{-1}$ , og selvom der eksempelvis udvaskes lidt over 6 % af denne tilførsel med direkte såning på KT-jord (Tabel 4-14) bliver dette ikke til nogen stor udvaskning målt i masseenheder.

For en række pesticider (fx Bromoxynil, Clomazon, Clopyralid, Florasulam, Pendimethalin, Propaquizafop og Propyzamid) udvaskes der større andele af tilførte mængder med de reducerede bearbejdningsformer (harvning og direkte såning) end med pløjning. For Propaquizafop er udvaskningen ca. dobbelt så høj med reduceret jordbearbejdning som med pløjning. Men der er også adskillige eksempler på det modsatte (fx Ethephon, Epoxiconazol, Prothioconazol, Pyraclostrobin og Tebuconazol). De simulerede effekter af jordbearbejdning på udvaskningen i % af udbragt mængde er i flere tilfælde ganske små. Seks ud af de 27 pesticider udvaskes i alle scenarierne Pløjet, Harvet og Direkte sået og på begge jordtyper i mængder på under 0,1 % af udbragt mængde.

Den samlede masse af pesticider udvasket til dræn vokser meget klart, når beregningerne gennemføres med værdier for porøsitet og nærmættet hydraulisk ledningsevne i overfladelaget, som formentlig repræsenterer nogle af de laveste værdier på pløjet jord og især i pakket jord i hjulsporsarealer (Min-opsætningen). Tallene og farvekodningen i Tabel 4-13 (suppleret med

tabellerne i appendix C) viser, at effekten er gennemgående for stort set alle de 99 10-års perioder. Også når man kigger på udvaskningen af enkeltstoffer og uanset om denne opgøres i promille af tilførsel eller  $g\ ha^{-1} (10\ \text{år})^{-1}$  (Tabel 4-14 og Tabel 4-16), er tabene til dræn generelt og på begge jordtyper væsentligt højere med Min-opsætningen end med de 3 andre opsætninger. Det er ikke forventeligt, at sådanne uheldige hydrauliske egenskaber repræsenteret ved Min-opsætningen nogensinde optræder overalt på pløjet jord. Og i de konkrete pløjede og harvede scenarier vil udbredelsen formentlig være lille, fordi man har valgt at køre med meget brede lavtryksdæk (Tabel 4-10). Omvendt repræsenterer Min-opsætningen næppe ekstremværdier for forekommende hydrauliske egenskaber illustreret ved, at nærmættet hydraulisk ledningsevne periodevis og fortrinsvis i sporarealer var så lav i Taastrup-forsøget, at den ikke kunne måles. Resultaterne viser altså stor følsomhed over for det forekommende spænd af hydrauliske egenskaber i overfladelaget og tyder på, at delområder i marken med overfladelag, som er kompakte og har særligt lav nærmættet hydraulisk ledningsevne, har en overordnet og meget væsentlig negativ indflydelse på pesticidudvaskningen til dræn og vandløb.

Glyphosat anvendes og udvaskes i relativt store mængder (Tabel 4-15 og Tabel 4-16). Kun Prosulfocarb anvendes i større mængder end Glyphosat. Målt på masse er udvaskningen af Glyphosat dominerende i forhold til den samlede udvaskning, og kun Prosulfocarb i Min-opsætningerne samt Propyzamid udvaskes i nogenlunde sammenlignelige mængder. Den overordnet set positive effekt fundet i scenariet med harvning på jordtypen ST (Tabel 4-13) kan alene tilskrives effekt på udvaskningen af Glyphosat (Tabel 4-16). Vi har arbejdet med glyphosatudvaskning i tidligere projekter, og har på det grundlag lavet en særlig detaljeret parametrisering for stoffet baseret på tilgængelig viden. Vi har i egne forsøg med jord fra Rørrendegaard erfaret, at Glyphosat ikke desorberer momentant fra jordens mineralske fase, men snarere i løbet af timer (Gjettermann et al., 2011). Det samme formodes at gælde for adsorption, hvilket formentlig medvirker til at forklare, at målt udvaskning ikke nødvendigvis og specielt ikke med direkte såning (hvor der er mange planterester på overfladen) domineres af kolloidfaciliteret transport (Gjettermann et al., 2009). Specielt ved direkte såning kan en overvurdering af kolloidudvaskningen derfor have ført til en vis overvurdering af glyphosatudvaskningen (Afsnit 4.3.5). Vi har tidligere inkluderet den målte kinetik i parametriseringen og erfaret, at det bringer udvaskningen af Glyphosat i væsentligt bedre overensstemmelse med måleværdier (Hansen et al., 2012). Derfor er det naturligvis denne tidligere anvendte parametrisering med tidsafhængig adsorption og desorption, der indgår i scenarieanalysen. Men beregninger indikerer, at udvaskningen er endog meget følsom over for denne kinetik (Tabel 4-20). Med momentan sorption af Glyphosat og beregnet uden inddragelse af kolloidfaciliteret transport falder udvaskningen til et niveau, der overordnet set (i gennemsnit af alle 3 behandlinger og 2 jordtyper) ligger på bare 2 % af udvaskningen med tidsafhængig sorption. Modelmæssigt får Glyphosat med andre ord helt andre og langt mere problematiske transportegenskaber, når sorptionskinetikken inddrages i beskrivelsen. Vi mener at parametriseringen af tidsafhængig sorption for Glyphosat er gennemført på bedste måde, men parametriseringerne trænger til verifikation i forhold til flere målte udvaskningsdata. De øvrige 26 pesticider er simuleret som det normalt praktiseres under antagelse om momentan sorption. Glyphosat har en særstilling ved nærmest slet ikke at sorbere til organisk stof, men det er muligt, at sorptionskinetik også spiller en væsentlig rolle for nogle af de øvrige pesticider. Oplysninger om sorptionskinetik indgår ikke i de alment tilgængelige databaser, hvorfra vi har hentet information om pesticidernes transportegenskaber. Den klassiske beskrivelse af sorption begrænser sig til forholdene ved formodet ligevægt bestemt i batchforsøg i laboratoriet efter 24 eller 48 timers omrystning.

Overfladelagets hydrauliske egenskaber (illustreret med Min-opsætningen) har ikke stor indflydelse på udvaskningen af Glyphosat (beregnet med standard-opsætningen), hvorved stoffet indtager en særstilling i forhold til hovedparten af de øvrige pesticider. Stoffet kan sidde næsten ubundet på planterester på overfladen og efterfølgende flytte sig uhæmmet i jorden med regnvand, så længe det ikke er blevet adsorberet til jordminerallerne (Gjettermann et al., 2009). Derved bliver

udvaskningen ikke i samme grad afhængig af at drænforbundne makroporer aktiveres i selve overfladelaget. Stoffet kan formentlig endog opnå beskyttelse mod udvaskning, hvis det når at blive transporteret lidt ind i matricen inden makroporerne aktiveres ved overfladen. Denne mekanisme er tidligere dokumenteret for forskellige pesticidtyper (Shipitalo and Edwards., 1990; Edwards et al, 1993).

Med en forudsætning om momentan sorption af Glyphosat ses en væsentlig bedre beskyttelse mod udvaskning. Udvasningen falder dramatisk, og overfladelagets hydrauliske egenskaber får relativt set meget større betydning (Tabel 4-20). For nu kan Glyphosat praktisk taget ikke længere transporteres i matricen og derfra til makroporer i lidt større dybde. Stoffet Prosulfocarb anvendes om efteråret i hvede og vinterbyg i relativt store mængder. Det forudsættes at adsorbere momentant og relativt stærkt og nedbrydes desuden relativt hurtigt. Udvasningen er derfor moderat, undtagen med Min-opsætningen. Her voksede udvasningen i gennemsnit for jordtyperne med en faktor 12,6 i forhold til gennemsnittet af de øvrige tre opsætninger. Denne effekt af overfladelagets hydrauliske egenskaber på udvasningen af Prosulfocarb (Tabel 4-16) forklarer en betydelig del af effekten på den samlede pesticidmasse udvasket til dræn (Tabel 4-13).

Metoden med de mange 10-årsperioder skulle med tilnærmelse kunne eliminere vejrforholdenes indflydelse på pesticidudvasningen, således at fokus kan lægges på jordbearbejdningen. Dette forekommer at være vigtigt, da der er stor variation imellem udvasningstallene for de 99 10-årsperioder (fx belyst med Tabel 4-13). Analyserer man eksempelvis udvasningen i bare to forskellige perioder á 10 år (15 med opvarmning), er der betydelig risiko for, at man vil nå frem til forskellige konklusioner. Variationen afspejler, at udvasningen er drevet af samspil mellem uheldige omstændigheder, hvorved enkelthændelser i enkeltår vil få stor indflydelse på den samlede udvasning. Dette er anskueliggjort med stoffet Indoxacarb, som anvendes i lille mængde i maj måned, hvor der almindeligvis er nedbørsunderskud og derfor sjældent afstrømning med risiko for udvasning, men som i én 10-års periode ud af 99 udvaskes i så betydelige mængder, at det påvirker gennemsnittet (Figur 4-11). Den store variation mellem 10-årsperioder indikerer, at det vil være endog særdeles vanskeligt at klarlægge jordbearbejdningens indflydelse på udvasningen til dræn i rene markforsøg uden modelunderstøttelse. Og den kan muligvis forklare, hvorfor det på trods af ihærdige anstrengelser i mange markforsøg ikke er lykkedes at nå til nogen klar erkendelse på området (se Afsnit 1). Beregningerne indikerer, at der skal endog mange års markforsøg til før man vil kunne bestemme sikre udvasningsrisici, og ikke mindst før man helt kan frikende visse pesticider for nogen risiko for udvasning.

Det fremgår af ovenstående, at den beregnede udvasning til dræn for langt de fleste pesticiders vedkommende er følsom over for antagelser om overfladelagets hydrauliske egenskaber, i hvert fald på pløjet jord, hvor variationen i de hydrauliske egenskaber kan være særlig stor. Endvidere fremgår det, at udvasningen kan være følsom over for forudsætninger om sorptionskinetik (dokumenteret for Glyphosat). Der kan være samspil mellem jordbearbejdning på den ene side og nedbrydningshastighed (halveringstid,  $DT_{50}$ ), sorptionsevne ( $K_{oc}/K_{foc}$ ) samt anvendt pesticidmængde på den anden side. Der er derfor også lavet følsomhedsanalyse for disse faktorer, af kapacitetsmæssige årsager dog kun for pesticidet Prosulfocarb, som anvendes i størst mængde. Analysen er lavet for alle otte scenarier. Udvasningen på ST-jord er kun mellem 53 og 60 % af, hvad den er på KT-jord for samme kombination af jordbearbejdning,  $K_{foc}$ -værdi og  $DT_{50}$ -værdi. Følsomheden over for de undersøgte spænd af  $DT_{50}$  og  $K_{foc}$  er ret begrænset inden for de tre former for jordbearbejdning (pløjning, harvning og direkte såning). Det maksimale udslag på KT-jorden er således kun 34 % set i forhold til udvasningen ved pløjning beregnet med typiske værdier for  $K_{foc}$  og  $DT_{50}$ . Følsomheden over for det undersøgte spænd af sorptionsevne og nedbrydningshastighed er dermed mindre end følsomheden over for jordtyper, dvs. over for de relativt moderate forskelle der er mellem hydrauliske egenskaber i overjorden af KT og ST. Beregningerne tyder derfor på, at eventuelle effekter af jordbearbejdning på halveringstid og sorptionsevne kun vil have lille indflydelse på udvasningen af Prosulfocarb, sammenlignet med effekter af jordtype (hydrauliske

egenskaber i overjorden). Følsomheden over for anvendt mængde af Prosulfocarb er forholdsvis enkel: En fordobling af mængden fører (stort set) til en fordobling af udvaskningen, og en halvering af mængden (stort set) til en halvering. En fordobling hhv. halvering af anvendt pesticidmængde som respons på valg af jordbearbejdningsmetode må betragtes som udtryk for ekstrem stor usikkerhed, idet der allerede med scenariebeskrivelserne indgår effekter på pesticidanvendelsen baseret på en ekspertvurdering.

Daisy-modellens evne til at beregne pesticidudvaskning til dræn er hidtil kun testet i forhold til relativt få måleværdier (målinger fra VAP-projektet for to to lokaliteter og 2 sæsoner samt egne måleværdier fra Rørrendegaard). Det kan gøres bedre, ikke mindst set i lyset af den tidsmæssige variation grundet vejrforhold samt modelfølsomhed, der er fundet i nærværende projekt. For at øge tilliden til beregningerne og evt. justere beregningsmåden bør Daisy konfronteres med mange flere udvaskningsdata fra felten, herunder eksempelvis (og meget nærliggende) de meget velfunderede måleværdier fra VAP-projektet. Set i lyset af den store variation mellem gennemsnitsværdier for 10-årsperioder, har vi ikke fundet det relevant at forsøge at sammenligne værdier for simuleret udvaskning med måleværdier fra VAP-projektet. Værdier fra VAP-projektet for pesticidudvaskning med drænvand er desuden ikke umiddelbart tilgængelige.

Der er eksempler på såvel større som mindre udvaskning med Min-opsætningen set i forhold til de øvrige opsætninger, men effekten går som beskrevet generelt i retning af væsentlig større udvaskning (Tabel 4-14 og Tabel 4-16). Specifikt for Prosulfocarb findes med Min-opsætningen på pløjet jord hhv. ca. 11 og 17 gange større udvaskning på KT og ST end på pløjet jord med WEPP-opsætningen (Tabel 4-19). Resultaterne indikerer dermed, at følsomheden over for det spænd af hydrauliske egenskaber, som kan forekomme på i hvert fald pløjet jord, gennemgående er langt større end følsomheden over for den variation af adsorptionsevne og nedbrydningshastighed, som gengives i Footprint-databasen, samt væsentlig større end følsomheden over jordbearbejdningens eventuelle indflydelse på anvendt pesticidmængde. For at begrænse udvaskningen af Prosulfocarb og hovedparten af de øvrige pesticider til dræn og vandløb bør opmærksomheden derfor i særlig grad rettes mod at sikre en god overfladestruktur i tiden efter udbringning, dvs. en struktur som er porøs og som resulterer i høj vandinfiltrationsevne nær vandmætning. Beregningerne indikerer med andre ord, at jordstrukturen i overfladelaget er vigtigere end pesticidernes præcise transportegenskaber (fasefordeling ved ligevægt samt nedbrydningshastighed) og den udbragte pesticidmængde.

Vores måleresultater tyder på, at risikoen for at der i væsentligt omfang opstår delområder med stærkt forringede hydrauliske egenskaber i overfladelaget er særlig stor med konventionel jordbearbejdning baseret på pløjning. Vi fandt, at risikoen især knyttede sig til sporarealer i leddet F4 i Taastrup, hvor der i overensstemmelse med vanlig praksis om efteråret blev kørt med forholdsvis smalle dæk. Disse giver en relativt høj trykbelastning, der er uhensigtsmæssig i fugtige situationer. I det ligeledes pløjede led F3 var belastningen langt bedre fordelt på arealet, og sporarealer kunne derfor slet ikke erkendes. Så en væsentlig del af behandlingsforskellene målt i Taastrup-forsøget knytter sig givetvis til valget af dækudrustning i kombination med jordbearbejdning snarere end til den primære jordbearbejdning i sig selv. I scenariebeskrivelsens Tabel 4-10 forudsættes brug af brede tvillingmonterede dæk i forbindelse med konventionel jordbearbejdning, så trykbelastningen vil være lav. Scenariebeskrivelsen forudsætter ikke brug af tvillingmonterede dæk i forbindelse med direkte såning, men det har i henhold til måleprogrammet ikke nogen væsentlig betydning for de hydrauliske egenskaber. Måleprogrammet giver dermed ikke belæg for at lade effekter af hjulspor indgå direkte i scenarieberegningerne.

# 6. Konklusion

I nærværende rapport har vi undersøgt effekterne af et bredt spektrum af jordbearbejdningsmetoder anvendt i kornrige sædskifter på hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag og på udvaskningen til markdræn af i alt 27 pesticider. Der indgår modeludvikling, modelberegninger samt feltundersøgelser på lerjord i Taastrup, Karlslunde og Sorø. Baseret på resultater af undersøgelsen og den tilhørende analyse drages følgende hovedkonklusioner:

## *Hydrauliske egenskaber*

- De undersøgte bearbejdningsformer (pløjet, harvet og direkte sået) havde systematisk indflydelse på overfladelagets volumenvægt og porøsitet samt på sammenhængen mellem hydraulisk ledningsevne og tension nær vandmætning
- De absolut laveste værdier for porøsitet og nær-mættet hydraulisk ledningsevne blev fundet i hjulspor på pløjet jord i Taastrup. Der blev gennemgående fundet højere og mere stabile porøsitetsværdier i Karlslunde og Sorø end i Taastrup
- Porøsitet og hydraulisk ledningsevne varierede systematisk hen over året og under indflydelse af jordbearbejdning i Taastrup forsøget. Variationen var mindst med direkte såning og størst med pløjning.
- En modificeret udgave af WEPP-modellens hydrauliske funktioner ("Water Erosion Prediction Project") indbygget i Daisy kan beskrive den tidsmæssige variation af gennemsnitlig porøsitet og nær-mættet hydraulisk ledningsevne målt i Taastrup forsøget.
- Antallet af makroporer, som forbinder jordoverfladen direkte med markdræn, var højere i ikke-pløjede systemer i Taastrup end i pløjede systemer.

## *Simuleret udvaskning i Taastrup forsøgene og sammenligning med måleværdier*

- Udvasningen af jordpartikler til dræn blev simuleret tilfredsstillende på pløjede arealer set i forhold til måleværdier. Hydrauliske egenskaber i overfladelaget havde stor indflydelse på omfanget af vandtransport i makroporer direkte fra overfladelaget til dræn samt på den simulerede udvaskning. Bedst overensstemmelse blev fundet i modelopsætninger baseret alene på de lavest målte værdier for porøsitet og hydraulisk ledningsevne.
- Udvasningen af jordpartikler fra ikke-pløjede arealer blev overvurderet markant. Fejl vurderingen beror efter alt at dømme på, at jordbearbejdningen ud over at påvirke de hydrauliske egenskaber også influerer på kolloidmobilisering i overfladelaget. Vi er pt. ikke i stand til at modellere effekter af jordbearbejdning på kolloidmobilisering.
- Udvasningen af Pendimethalin og Ioxynil blev (baseret på et meget begrænset datamateriale) vurderet som tilfredsstillende.
- Der var i de aktuelle 1-2 år ikke nogen væsentlig forskel på, om pesticidudvasningen blev beregnet 1) med dynamiske hydrauliske egenskaber baseret på modificerede WEPP-relationer, 2) ud fra repræsentative hydrauliske egenskaber bestemt enten som medianværdi af foreliggende måleværdier eller vha. pedotransferfunktionen Hypres, eller 3) ud fra de lavest målte værdier for porøsitet og hydraulisk ledningsevne (med Minimum-opsætning). Omfanget af direkte vandstrømning i makroporer fra overfladelaget til dræn var større med Minimum-opsætningen, men effekten heraf på pesticidudvaskning var meget lille.

### Scenarieanalyser på to lerjordsarealer (KT og ST) med forskellig overjord

- Resultaterne indikerer at nogle pesticider (fx Bromoxynil, Clomazon, Clopyralid, Florasulam, Propaquizafop og Propyzamid) i højere grad udvaskes med de reducerede bearbejdningsformer (harvning og direkte såning) end med pløjning. For andre er forholdet modsat (fx Ethephon, Epoxiconazol, Prothioconazol, Pyraclostrobin og Tebuconazol). Effekterne af jordbearbejdning peger altså i forskellige retninger for forskellige pesticider og efterlader ikke noget samlet overordnet billede. Der beregnes samlet set ikke nogen sikker effekt af jordbearbejdning (pløjning, harvning eller direkte såning) på pesticidudvaskningen.
- I gennemsnit for de 3 bearbejdningsformer, med repræsentative hydrauliske egenskaber i overfladelaget og overordnet set for alle pesticider er udvaskningen ( $\text{g ha}^{-1} (10 \text{ år})^{-1}$ ) 33 % højere på KT-jorden end på ST-jorden.
- Med Min-opsætningen for pløjet jord (som periodevis svarer til forholdene observeret i Taastrup i hjulspor lavet med relativt smalle dæk samt på en mindre andel af det øvrige areal) beregnes i gennemsnit for alle pesticider og for de 2 jordtyper 6,0 gange højere pesticidudvaskning (o/oo af udbragt mængde) end med repræsentative hydrauliske egenskaber for overfladelaget bestemt med de modificerede WEPP-relationer. Jordbearbejdningens eventuelle effekter på pesticidudvaskningen synes dermed i høj grad at bero på, i hvor høj grad systemet genererer rumlig variation i de hydrauliske egenskaber og delområder med kraftige strukturforringelser i overfladelaget.
- Den simulerede, gennemsnitlige udvaskning af Glyphosat er op til 120 gange højere, når den gennemføres med den model, der bruges som standard i Daisy, end når den gennemføres med en mere simpel modelversion uden tidsafhængig sorption og kolloidfaciliteret transport. For en model uden inddragelse af kolloidfaciliteret transport simuleres op til 75 gange højere udvaskning med tidsafhængig sorption end med momentan sorption. Sorptionskinetikken (eller valget af udvaskningsmodel) er altså meget vigtig for den beregnede udvaskning af Glyphosat.



# 7. Perspektivering

Projektet har ikke givet entydige svar på, hvordan og i hvilket omfang jordbearbejdning påvirker pesticidudvaskningen. Men analysen peger på, at udvaskningsrisikoen i høj grad bestemmes af variation i de hydrauliske egenskaber i overfladelaget og af om dyrkningssystemet genererer delarealer med meget ringe infiltrationsevne. Større delarealer med særlig lav nær-mættet hydraulisk ledningsevne (ringe infiltrationsevne) vil i særlig grad øge risikoen for pesticidudvaskning. Scenarieanalyserne viste således overordnet, at pesticidudvaskningen var klart størst med konventionel jordbearbejdning i beregninger baseret på den såkaldte Min-opsætning, der repræsenterer komprimeret jord med lav infiltrationsevne. Det er imidlertid ikke relevant at bruge Min-opsætningen for hele markarealer, og det er ikke klart, hvordan man kan lave en rimelig vægtning af forskellige delarealer ved forskellig jordbearbejdning. Endvidere er det ikke sikkert at Min-opsætningen giver en helt korrekt repræsentation af de hydrauliske egenskaber på arealer med særligt lav ledningsevne. Selvom vi brugte mange kræfter på direkte målinger af hydrauliske egenskaber viste det sig nemlig, at vores måleteknik ikke var tilstrækkelig følsom til at bestemme de laveste infiltrationshastigheder, som angiveligt har størst betydning for udvaskningen. Der er med andre ord brug for at udvikle bedre og helst hurtigere, direkte eller indirekte metoder til at afdække variationen i de hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag ved forskellig jordbearbejdning og på at fokusere måleindsatsen og modelleringen på delarealer med ringe infiltrationsevne. I praksis bør man tilstræbe bearbejdningssystemer, som beskytter jordstrukturen og sikrer høj og ensartet infiltrationsevne. Hyppigheden af særligt lave infiltrationsrater var særligt stor i kørespor, og vi mener der er behov for at fokusere indsatsen på disse. Beskyttelse af overjorden gennem konsekvent brug af hensigtsmæssig dækudrustning tilpasset situationen i marken (brede, evt. tvillingmonterede lavtryksdæk når jorden er fugtig og strukturlabil) synes at være en ”stor og lavthængende frugt” i forhold til at reducere pesticidudvaskningen til dræn og vandløb.

Direkte makroporeforbindelser mellem overfladen og dræne findes i langt overvejende grad inden for et 1 m bredt bælte henover dræne (Petersen et al., 2013). På flade arealer og for stærkere adsorberende pesticider, som ikke transporteres i jordmatricen, gælder ovenstående betragtninger derfor i langt overvejende grad inden for dette bælte. Der er brug for at analysere, hvor stor udvaskningsreduktion man kan opnå med forskellig jordbearbejdning og dækudrustning ved at undgå at placere sporarealer hen over dræne. Analysen bør indbefatte en vurdering af, hvor meget stærkere adsorberende pesticider flytter sig på overfladen i skrånende terræn.

Bearbejdningsegenskaberne (”soil workability”, jf. Dexter, 1988) er afgørende for jordens umiddelbare reaktion på bearbejdning og er desuden meget vigtig for den efterfølgende udvikling af overfladelagets hydrauliske egenskaber. Eksempelvis så vi på Rørrendegård, at der var meget stor forskel på effekterne af samme jordbearbejdning i de 2 forsøgsår, bestemt især af fugtighedsforhold og dermed af bearbejdningsegenskaberne på tidspunktet for jordbearbejdning. Arealerne blev begge år tilsået den 2. oktober under forhold, der var acceptable for fremspiring, omend jorden var relativt fugtig i 2012 og relativt tør i 2013. I november måned 2012 kort tid efter bearbejdningen var infiltrationsevnen kritisk lav på en stor del af arealerne og ikke mindst i kørespor, mens tilsvarende lave værdier ikke blev observeret i efteråret 2013. Jordens egenskaber ved bearbejdning synes således at påvirke risikoen for pesticidudvaskning. Moderne teknik inden for præcisionsjordbruget giver mulighed for at foretage prædiktioner og løbende registreringer af

jordegenskaber, som korrelerer med bearbejdningsegenskaberne, og for løbende tilpasning af markarbejdet på grundlag af sådanne registreringer (Green, 2015). Tilpasningen kan typisk ske ved at regulere bearbejdningsdybde og/eller bearbejdningssintensitet, således at man undgår at bearbejde meget fugtig og struktursvag jord eller gør det mere skånsomt. Det kan også være, at bearbejdningen helt må udskydes på dele af arealerne på grundlag af objektive kriterier.

Præcisionsjordbruget sigter i første omgang mod at forbedre afgrødeetableringen ved at skabe et mere ensartet optimalt såbed. Bl.a. må jorden ikke slæmme til og fortætte nogetsteds, hvorved bl.a. luftskiftet kan blive kritisk lavt til skade for afgrødeetableringen. Det vil være oplagt også at undersøge, hvad præcisionsløsninger kan bidrage med i retning af at reducere pesticidudvaskningen, hvor ensartethed ligeledes er et vigtigt nøgleord.

Halmnedmuldning indgik i alle scenarieberegningerne, men halmens placering i jorden og omsætningsforhold i øvrigt er vidt forskellig ved de forskellige behandlinger. Specielt for scenariet med direkte såning ser det ud til, at afgrøderester på overfladen har haft en væsentlig betydning for udvaskningen, og det vil derfor være relevant at gå mere i dybden på dette punkt i et fremtidigt projekt.

Pesticidudvaskningen afhænger af samspil mellem en lang række af faktorer og domineres ofte af enkelthændelser. Det illustreres fx ved beregningerne af Pendimethalinudvaskning på Rørrendegård (Afsnit 3.3.2), hvor de hydrauliske betingelser for stor udvaskning var til stede, men hvor der alligevel ikke var ret meget pesticid i den direkte afstrømning fra overfladen. Det illustreres også af stor variation mellem de mange 10-årsperioder, der indgår i scenarieberegningerne. På grund af systemets følsomhed over for små og tilfældige ændringer bør man i stedet for at fokusere på en deterministisk forudsigelse af udvaskningsmængder og -koncentrationer nok snarere fokusere på at forudsige udvaskningsrisici. At definere et realistisk "worst-case" vejrscenarie til brug ved vurdering af udvaskningsrisikoen er nok ikke nogen farbar vej, da denne i givet fald skulle være "worst case" over for alle pesticider i alle anvendelsesmønstre og på alle lokaliteter. Vi vurderer, at den anvendte fremgangsmåde baseret på simuleringer for et meget langt tidsrum, vil være både enklere og bedre. I et arbejde, der har kørt parallelt med nærværende projekt, er der udviklet 3000-års scenarier (nuværende og fremtidigt klima) for det østlige Sjælland (Rasmussen, 2016). De her anvendte metoder vil formentlig også kunne anvendes i andre regioner med andre vejrtilstande.

Den pt. implementerede model i Daisy til beskrivelse af kolloidmobilisering vurderes at være for simpel til at beskrive effekterne af jordbearbejdning. Vi kunne ikke på det foreliggende grundlag simulere tidligere målte effekter af jordbearbejdning på kolloidudvaskningen til dræn. For pesticider, der overvejende udvaskes ved kolloidfaciliteret transport, vil det være nødvendigt at få bedre styr på kolloidgenereringen og specielt på dyrkningssystemets indflydelse herpå. Vi vurderer således at der er behov for grundlæggende studier af hvordan relevante dyrkningssystemer påvirker kolloidmobiliseringen og for at bygge og implementere en sådan model i Daisy.

Sidst men ikke mindst: Den flerdimensionale version af Daisy, som skelner mellem forholdene tæt ved og på afstand af eventuelle dræn, og som generelt tillægger makroporer ved dræne en særlig stor betydning, giver hidtil usete muligheder for at simulere realistiske værdier for pesticidudvaskning til dræn. Men der er brug for at teste og finjustere modelleringen i højere grad end det er sket hidtil. Med et bedre testet og evt. forbedret modelværktøj vil vi være i stand til at besvare mere detaljerede spørgsmål end ellers vedrørende sammenhænge mellem pesticidanvendelse og -udvaskning. Daisy bør derfor konfronteres med flere danske og/eller udenlandske observationer af pesticidudvaskning til dræn under varierende feltforhold.

# Referencer

- Alberts, E.E., Nearing, M.A., Wertz, M.A., Risse, L.M., Pierson, F.B., Zhang, X.C., Laflen, J.M., Simanton, J.R. (1995): USDA-Water Erosion Prediction Project, Hillslope Profile and Watershed Model Documentation, Chapter 7. Soil Component. NSERL Report #10, July 1995. Available at: <http://www.ars.usda.gov/News/docs.htm?docid=10621>
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998): Crop evapotranspiration –guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper 56. Food and Agriculture Organization, Rome.
- Angulo-Jaramillo, R., Vandervaere, J.P., Roulier, S., Thony, J.L., Gaudet, J.P., Vauclin, M. (2000): Field measurement of soil surface hydraulic properties by disk and ring infiltrometers: A review and recent developments. *Soil Tillage Res.* 55: 1–29.
- Ankeny, M.D., Ahmed, M., Kaspar, T.C., R. Horton (1991): Simple field method for determining unsaturated hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 55:467–470.
- Ankeny, M.D., Kaspar, T.C., Horton, R. (1990): Characterization of tillage and traffic effects on unconfined infiltration measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:837–840.
- Ankeny, M.D., Kaspar, T.C., Horton, R. (1988): Design for an automated tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 893–896.
- Ball B.C., O'sullivan, M.F., Hunter, R. (1988): Gas diffusion, fluid flow and derived pore continuity indices in relation to vehicle traffic and tillage. *J. Soil Science* 39: 327-339.
- Baun, D.L., Styczen, M., Lønborg, M.J., Clausen, T., Grøn, C., Holm, J., Koch, C.B., Gjettermann, B., Petersen, C., Spliid, N.H. (2007): Kolloid-faciliteret transport af glyphosat og pendimethalin – Kvantificering og modellering. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, 107. Miljøministeriet, København. 268 sider. <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2007/978-87-7052-391-2/pdf/978-87-7052-392-9.pdf>
- Biielders, C.L., Grymonprez, B. (2010): Raindrop impact: A neglected but potentially major contributor to particle mobilization in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74:1446–1456.
- Bosch, D.D., Onstad, C.A. (1988): Surface seal hydraulic conductivity as affected by rainfall. *Trans. ASAE* 31(4):1120-1127.
- Brakensiek, D.L., Rawls, W.J. (1983): Agricultural management effects on soil water processes Part II: Green and Ampt parameters for crusting soils. *Trans. ASAE* 26(6):1753-1759.
- Burton, A., Kilsby, C.G., Fowler, H.J., Cowpewart, P.S.P., O'Connell, P.E. (2008): RainSim: A spatial-temporal stochastic rainfall modelling system. *Environmental Modelling and Software* 23. Pp. 1356-1369.
- Chenu, C., Cosentino, D. (2011): Microbial regulation of soil structural dynamics. In: Ritz, K., Young, I. (Eds.), *The architecture and biology of soils: life in inner space*. CAB International, UK, pp. 37-70.
- Comia, R.A., Stenberg, M., Nelson, P., Rydberg, T., Håkansson, I. (1994): Soil and crop responses to different tillage systems. *Soil Tillage Res.* 29: 335-355.
- Daraghme, O.A., Jensen, J. R., Petersen, C.T. (2008): Near-saturated hydraulic properties in the surface layer of a sandy loam soil under conventional and reduced tillage. *Soil Science Society of America Journal* 72: 1728-1737
- Daraghme, O.A., Jensen, J. R., Petersen, C.T. (2009): Soil structure stability under conventional and reduced tillage in a sandy loam. *Geoderma* 150: 64-71

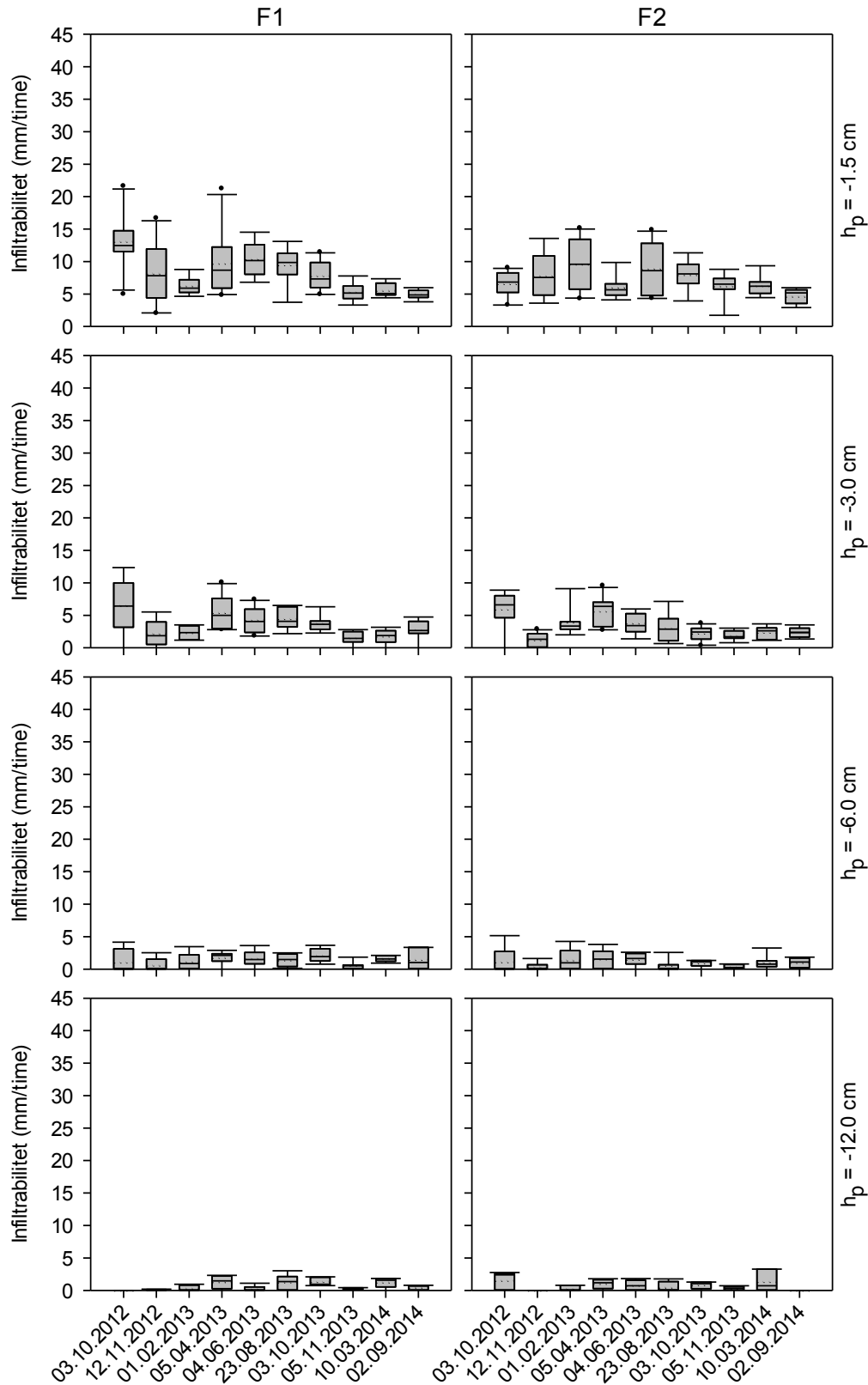
- Dexter, A.R. (1988): Advances in characterization of soil structure. *Soil & Tillage Research* 11: 199-238.
- Duering, R.A., Hummel, H.E. (1993): Soil tillage as a parameter influencing the fate of three selected soil herbicides. *Mededel. Faculteit Landbouwk. Toegep. Biol. Wet., Universiteit Gent* vol. 58(3a): 827-835.
- Edwards, W.M., Norton, L.D., Redmond, C.E. (1988): Characterizing macropores that affect infiltration into non-tilled soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 483-487.
- Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., Owens, L.B., Dick, W.A. (1993): Factors affecting preferential flow of water and atrazine through earthworm burrows under continuous no-till corn. *Journal of Environmental Quality* 22: 453-457.
- Eigel, J.D., Moore, I.D. (1983): Effect of rainfall energy on infiltration into a bare soil. In: *Proc. of ASAE conference on Advances in Infiltration, Chicago, IL.* pp.188-199.
- Flury M. (1996): Experimental evidence of transport of pesticides through field soils. - A review. *Journal of Environmental Quality* 25: 25-45.
- Fromsgaard, I.S. (2004): The Influence of Sorption on the Degradation of Pesticides and other Chemicals in Soil. Environmental Project No. 902, The Danish Environmental Protection Agency, Copenhagen, Denmark.
- Gjettermann, B., Petersen, C. T. Koch, C. B., Spliid, N. H., Grøn, C. Baun, D. L., Styczen, M. (2009): Particle-facilitated Pesticide Leaching from Differently Structured Soil Monoliths. *J. Env. Qual.* 38: 2382-2393.
- Gjettermann, B. Petersen C.T., Hansen S., Koch C.B., Styczen M. (2011a): Kinetics of glyphosate desorption from mobilized soil particles. *Soil Sc. Soc. Am. J.* 75, 434-443.
- Gjettermann, B., Styczen M., Koch C.B., Hansen S., Petersen C.T. (2011b): Evaluation of sampling strategies for pesticides in a macroporous sandy loam soil. *Soil and Sediment Contamination* 20: 986-994.
- Green, O. (2015): Personlig kommunikation med Ole Green, Team Manager - Research and strategic development, Agro Intelligence (former Kongskilde Industries A/S).
- Grover, B.L. (1955): Simplified air permeameters for soil in place. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 19: 414-418.
- Hansen, S., Jensen, H.E., Nielsen, N.E., Svendsen, H. (1990): DAISY – Soil Plant Atmosphere System Model. NPO-forskning fra Miljøstyrelsen Nr. A10, Miljøstyrelsen, København. 272 sider.
- Hansen, S., Abrahamsen, P. (2008): Modeling Water and Nitrogen Uptake Using a Single-Root Concept: Exemplified by the Use in the Daisy Model. In: Ma, L., Ahuja, L.R., Bruulsema, T.W. (Eds.), *Quantifying and Understanding Plant Nitrogen Uptake for System Modeling.* CRC Press, 169-195.
- Hansen, S., Petersen, C., Møllerup, M., Abrahamsen, P., Gjettermann, B., Nielsen, M.H., Styczen, S., Poulsen, R., Lørup, J.K. Yamagata, K., Butts, M. (2012): Flerdimensional modellering af vandstrømning og stoftransport i de øverste 1–2 m af jorden i systemer med markdræn. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 138, 150 sider.  
<http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2012/07/978-87-92779-52-6.pdf>
- Horton, R., Ankeny, M.D., Allmaras, R.R. (1994): Effects of compaction on soil hydraulic properties. p. 141–165. In B.D Soane and C. van Ouwerkerk (eds.), *Soil compaction and crop production.* Dev. Agric. Eng. 11. Elsevier, Amsterdam.
- IUPAC (2015): International Union of Pure and Applied Chemistry. <http://www.iupac.org/>
- Jarvis, N.J. (2007): A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science* 58: 523-546.
- Jarvis, N.J., Villholth, K.G., Ulén, B. (1999): Modelling particle mobilization and leaching in macroporous soil. *European Journal of Soil Science.* 50:621-632
- Jury, W.A., Gardner, W.R., Gardner, W.H. (1991): *Soil Physics.* 5<sup>th</sup> ed. John Wiley & Sons, New York. 328 pp.

- Jørgensen, P.R., Krogh, P.H., Hansen, S., Petersen, C.T., Habekost-Nielsen, M., Rasmussen, S.B., Spliid, N. H. (2016). Dybe biopores forekomst og betydning for pesticidudvaskning i moræneler. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. xxx, xxx sider (Accepteret med rettelser).
- Kilsby, C.G., Jones, P.D., Burton, A., Ford, A.C., Fowler, H.J., Harpham, C., James, P., Smith, A., Wilby, R.I. (2007): A daily weather generator for use in climate change studies. *Environmental Modelling and Software* 22. Pp. 1705-1719.
- Kladivko, E.J., Turco, R.F., Grochulska, J., van Scoyoc G.E., Eigel, J.D., Monke, E.J. (1994): Pesticide and nitrate transport through a silt loam soil into subsurface tile drains. In: Jensen, H.E., P. Schjønning, S.A. Mikkelsen and K.B. Madsen (eds.), Proceedings from the 13. International Soil and Tillage Research Organization (ISTRO) conference in Ålborg, 1994. pp. 221-225.
- Kladivko, E. J., Van Scoyoc, G. E., Monke, E. J., Oates, K. M., Pask, W. (1991): Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *Journal of Environmental Quality* 20: 264-270.
- Krogh, L., Breuning-Madsen, H., Greve, M.H. (2000): Cation-Exchange Capacity Pedotransfer Functions for Danish Soils. *Acta Agric. Scand., Sect. B, Soil and Plant Sci.* 2000:50, 1-12.
- Lee, K.E. (1985): *Earthworms: Their Ecology and Relationships with Soils and Land Use*. Academic Press, Sydney, 411 pp.
- Logsdon, S.D., Jaynes, D.B. (1993): Methodology for determining hydraulic conductivity with tension infiltrometers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 57:1426-1431.
- Loll, P., Moldrup, P., Schjønning, P., Riley, H. (1999): Predicting saturated hydraulic conductivity from air permeability: Application in stochastic water infiltration modeling. *Water Res. Res.* 35: 2387-2400.
- Mohanty, B.P., Ankeny, M.D., Horton, R., Kanwar, R.S. (1994): Spatial analysis of hydraulic conductivity measured using disc infiltrometers. *Water Resour. Res.* 30:2489-2498.
- Mueller, T.C., Moorman, T.B., Snipes, C.E. (1992): Effect of concentration, sorption, and microbial biomass on degradation of the herbicide fluometuron in surface and subsurface soils. *J. Agric. Food Chem.* 40: 2517-2522.
- Munkholm, L.J., Schjønning, P., Rüegg, K. (2005): Mitigation of subsoil recompaction by light traffic and on-land ploughing. I. Soil response. *Soil Tillage Res.* 80: 149-158.
- Nielsen, M.H., Styczen, M., Ernstsén, V., Petersen, C.T., Hansen, S. (2010): Field study of preferential flow pathways in and between drain trenches. *Vadose Zone J.* 9:1073-1079
- Nielsen, M. H., Petersen, C. T., Hansen, S. (2015): Identification of efficient transport pathways from the soil surface to field drains by smoke injection. *European Journal of Soil Science.* 66, 516-524.
- Olesen, J.E., Schjønning, P., Hansen, E.M., Melander, B., Felding, G., Sandal, E., Fromsgaard, I., Heckrath, G., Axelsen, J.A., Nielsen, V., Jacobsen, O.H., Petersen, S.O., Christensen, B.T., Jørgensen, L.N., Hansen, L.M., Jørgensen, M.H. (2002): Miljøeffekter af pløjefri dyrkning. DJF rapport nr. 65, Markbrug, Århus Universitet. 103 sider.
- Onstad, C.A., Wolf, M.L., Larson, C.L., Slack, D.C. (1984): Tilled soil subsidence during repeated wetting. *Trans. ASAE* 27(3):733-736.
- Petersen, C.T., Hansen, S., Jensen, H. E. (1997): Tillage-induced horizontal periodicity of preferential flow in the root zone. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:586-594.
- Petersen, C.T., Jensen, H. E., Hansen, S., Koch, C.B. (2001): Susceptibility of a sandy loam soil to preferential flow as affected by tillage. *Soil Tillage Res.* 58: 81-89.
- Petersen, C.T., Holm, J., Koch, C.B., Jensen, H. E., Hansen, S. (2003): Movement of pendimethalin, ioxynil, and soil particles to field drainage tiles. *Pesticide Manag. Sci.* 59: 85-96.
- Petersen, C., Hansen, S. (2003): Effekter af reduceret jordbearbejdning på udvaskningen af glyphosat fra rodzonen. Notat. Miljøstyrelsen, København. 4 sider.
- Petersen, C.T., Hansen, S., Jensen, H. E., Holm, J., Koch, C.B. (2004): Movement of suspended matter and a bromide tracer to field drains in tilled and untilled soil. *Soil Use Manag.* 20: 271-280.

- Petersen, C.T., Jensen, C.R., Mogensen, V.O. (2002): Analysis of variation of spectral vegetation index measured in differently fertilized field barley. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33: 1485-1506.
- Petersen, C.T., Hansen, S., Jensen, C.R., Jensen, J.R. 2006. Vejledning til eksperimentelle øvelser i Vand og Jord i Planteproduktionen. Samfundslitteratur, København.
- Petersen, C.T., Trautner, A., Hansen S. (2008): Spatio-temporal variation of anisotropy of saturated hydraulic conductivity in a tilled sandy loam soil. *Soil Tillage Res.* 100: 108-113.
- Petersen, C.T., Nielsen, M.H., Hansen, S. (2012): Quantification of drain connected macroporous flow pathways by smoke injection. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 76: 331–341.
- Petersen, C.T., Nielsen, M.H., Hansen, S., Abrahamsen, P., Koch, C.B. (2013): Undersøgelse af makroporekontinuitet ved markdræn og effekter af direkte forbundne makroporer på jords filterfunktion Bekæmpelsesmiddelforskning Nr. 144, Miljøstyrelsen, København. 143 sider. <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2013/05/978-87-92903-37-2.pdf>
- Rasmussen et al. (2016): Simulated agro-ecological indices based on 22 future climate scenarios, downscaled using a weather generator (Under udarbejdelse).
- Rawls, W.J., Brakensiek, D.L., Simanton, J.R., Kohl, K.D. (1990): Development of a Crust Factor for the Green Ampt Model. *Trans. ASAE* 33(4):1224-1228.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A., Frede, H.-G. (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment* 384, 1–35
- Risse, L.M. 1994. Validation of WEPP using Natural Runoff Plot Data. Unpubl. Ph.D. dissertation. National Soil Erosion Research Laboratory, Purdue University, West Lafayette IN. 230 pp.
- Rose, C.W., Williams, J.R., Sander, G.C., Barry, D.A. (1983). A mathematical model of soil erosion and deposition processes: I Theory for a plane land element. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 47: 991-995.
- Rydberg, T. (1987): Studies in ploughless tillage in Sweden 1975-86. Div. of Soil Management Uppsala, Sweden, Report No. 76, 36 pp.
- Shipitalo, M.J., Edwards, W.M. (1993): Seasonal patterns of water and chemical movement in tilled and no-till column lysimeters. *Soil Science Society of America Journal* 57: 218-223.
- Styczen, M., Petersen, C.T., Koch, C.B., Gjettermann, B. (2011): Macroscopic evidence of sources of particles for facilitated transport during intensive rain. *Vadoze Zone J.* 10: 1151–1161.
- Teebrügge, F., Düring, R.A. (1999): Reducing tillage intensity—a review of results from a long-term study in Germany. *Soil Tillage Res.* 53: 15-28.
- Tisdall, J.M., Oades, J.M. (1982): Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33: 141–163.
- van Doren, D.M., Allmaras, R.R. (1978): Effect of Residue Management Practices on the soil physical environment, micro climate, and plant growth. *Am. Soc. Agron. Spec. Publ. #31. Crop Residue Systems.* ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI. pp. 49-83.
- Vereecken, H. (2005): Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Manag Sci* 61: 1139–1151.
- White, I., Sully, M.J. (1992): On the variability and use of the hydraulic conductivity alpha-parameter in stochastic treatments of unsaturated flow. *Water Resour. Res.* 28: 209–213.
- Williams, J.R., Jones, C.A., P.T. Dyke (1984): A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. *Trans. ASAE* 27(1):129-142.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses, *USDA Agricultural Handbook* 537.
- 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.
- Wösten, J.H.M., Lilly, A., Nemes, A., Le Bas, C. (1998): Using existing soil data to derive hydraulic parameters for simulation models in environmental studies and in land use planning. DLO Winand Staring Centre, Report 157, Wageningen, the Netherlands.
- Zablotowicz, R.M., Accinelli, C., Krutz, J., Reddy, K.N. (2009): Soil depth and tillage effects on glyphosate degradation. *J. Agric. Food Chem.* 57: 4867–4871.

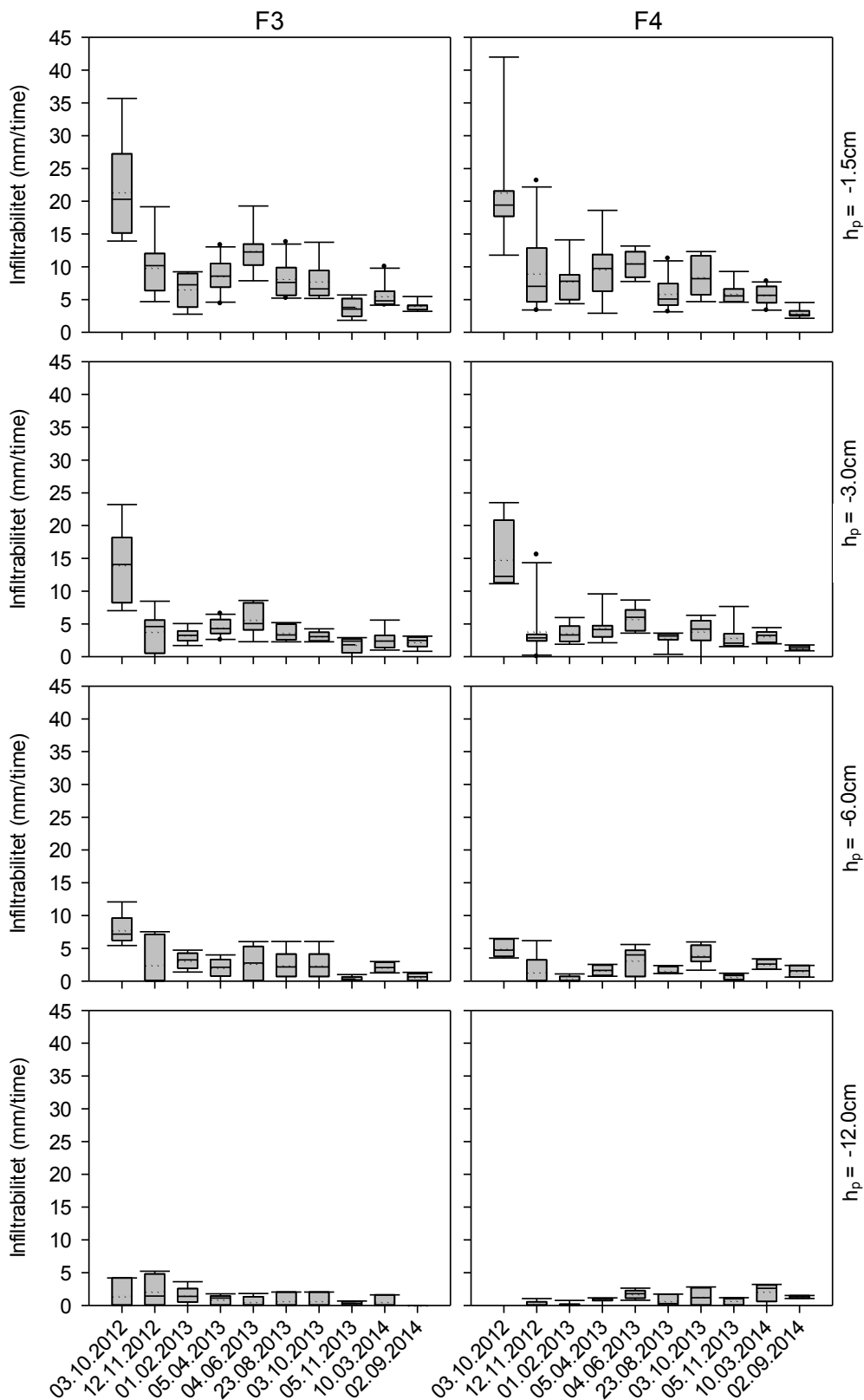
- Zablotowicz, R.M., Locke, M.A., Gaston, L.A., Bryson, C.T. (2000): Interactions of tillage and soil depth on fluometuron degradation in a Dundee silt loam soil. *Soil Tillage Res.* 57: 61-68.
- Østergaard, H.S., Mikkelsen, M. (2012). Efter- og mellemafgrøder. I: *Oversigt over Landsforsøgene* (redaktør J. B. Pedersen), side 223-245. Videnscentret for Landbrug, Aarhus.

## Appendix A. Boksdiagrammer med målt infiltrabilitet

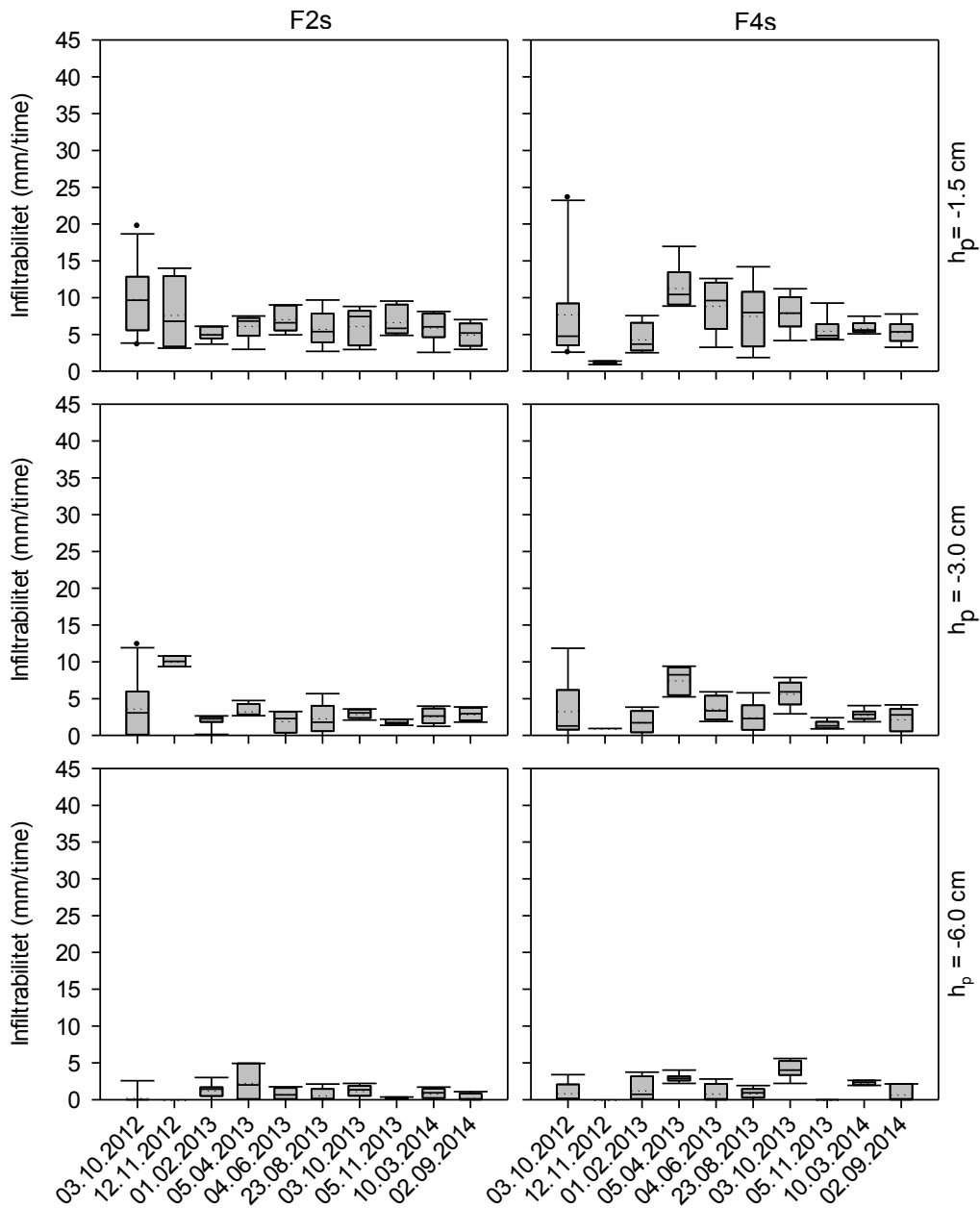


FIGUR A1. INFILTRABILITET MÅLT VED FORSKELLIGT TRYKPOTENTIAL ( $H_p$ ) I F1 OG F2 I 10 MÅLESERIER ANGIVET VED MÅLEDATO (STARTDATOEN, HVOR OVERDÆKNING BLEV FORETAGET). MEDIANVÆRDIER (FULDT OPTRUKNE LINJER I BOKSE), ØVRE OG NEDRE KVARTILER (BOKSENE) SAMT MIDDELVÆRDIER (STIPLEDE LINJER I BOKSE). MAKSIMUM- OG MINIMUMVÆRDIER ANGIVES NORMALT (FOR  $N \leq 9$ ) MED WHISKERS, ELLERS MED UDFYLDTE CIRKLER ( $N > 9$ ). FOR  $N > 9$  ER 10 OG 90 % PERCENTILER ANGIVET MED WHISKERS.

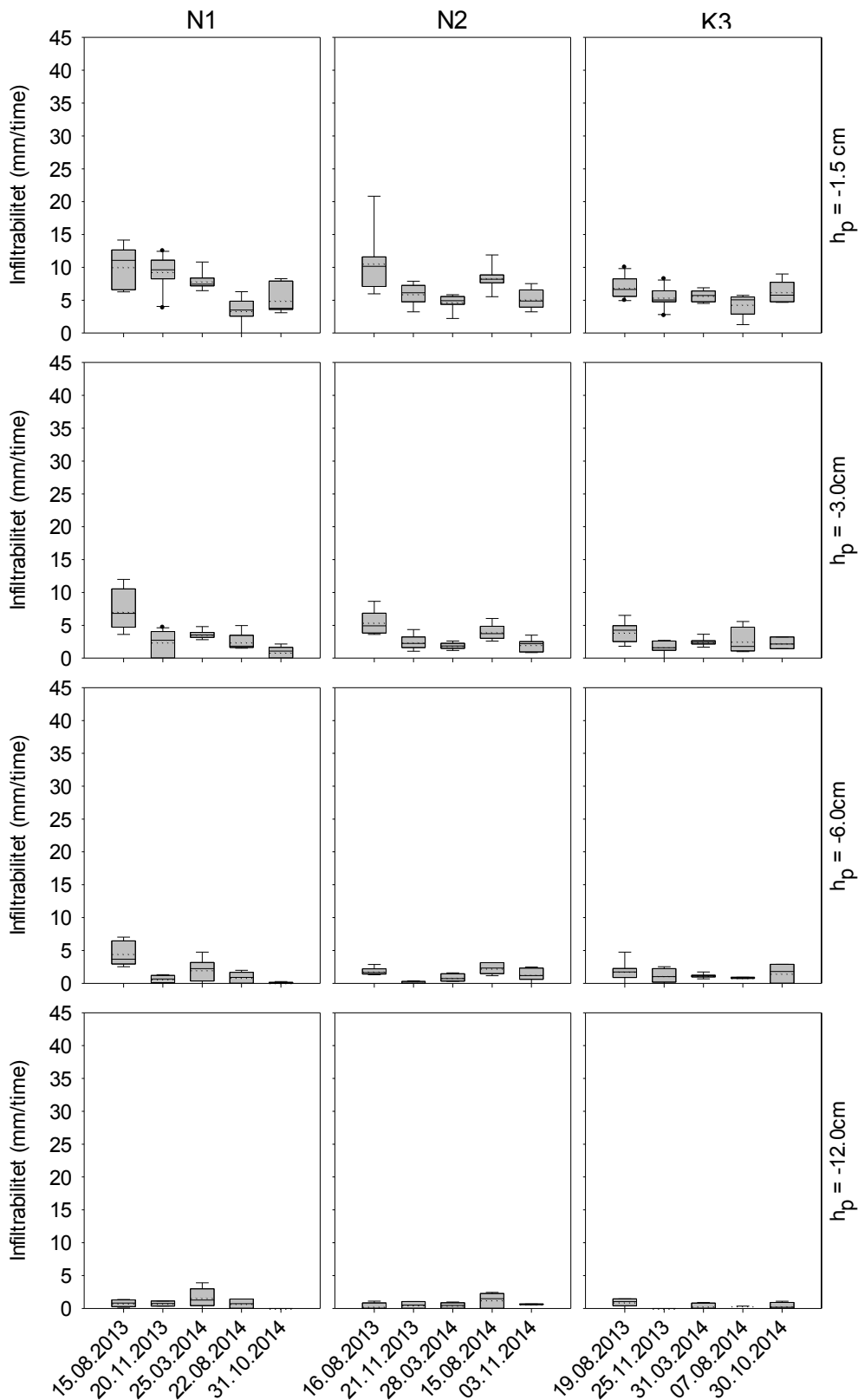




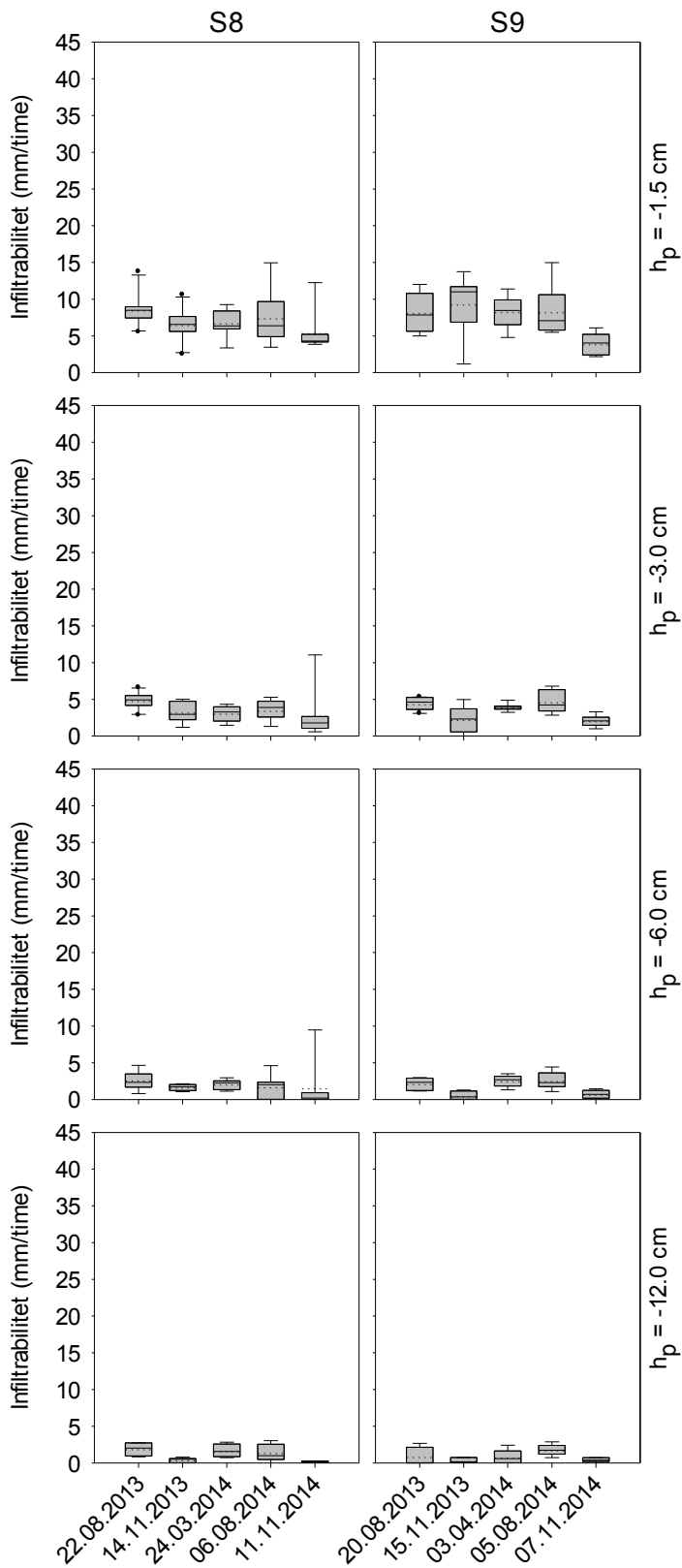
FIGUR A2. INFILTRABILITET MÅLT VED FORSKELLIGT TRYKPOTENTIAL ( $H_p$ ) I F3 OG F4 I 10 MÅLESERIER ANGIVET VED MÅLEDATO (STARTDATOEN, HVOR OVERDÆKNING BLEV FORETAGET). MEDIANVÆRDIER (FULDT OPTRUKNE LINJER I BOKSE), ØVRE OG NEDRE KVARTILER (BOKSENE) SAMT MIDDELVÆRDIER (STIPELEDE LINJER I BOKSE). MAKSIMUM- OG MINIMUMVÆRDIER ANGIVES NORMALT (FOR  $N \leq 9$ ) MED WHISKERS, ELLERS MED UDFYLDTE CIRKLER ( $N > 9$ ). FOR  $N > 9$  ER 10 OG 90 % PERCENTILER ANGIVET MED WHISKERS.



FIGUR A3. INFILTRABILITET MÅLT VED FORSKELLIGT TRYKPOTENTIAL ( $H_p$ ) I F2S OG F4S I 10 MÅLESERIER ANGIVET VED MÅLEDATO (STARTDATOEN, HVOR OVERDÆKNING BLEV FORETAGET). MEDIANVÆRDIER (FULDT OPTRUKNE LINJER I BOKSE), ØVRE OG NEDRE KVARTILER (BOKSENE) SAMT MIDDELVÆRDIER (STIPLEDE LINJER I BOKSE). MAKSIMUM- OG MINIMUMVÆRDIER ANGIVES NORMALT (FOR  $N \leq 9$ ) MED WHISKERS, ELLERS MED UDFYLDTE CIRKLER ( $N > 9$ ). FOR  $N > 9$  ER 10 OG 90 % PERCENTILER ANGIVET MED WHISKERS.



FIGUR A4. INFILTRABILITET MÅLT VED FORSKELLIGT TRYKPOTENTIAL ( $H_p$ ) I N1, N2 OG K3 (KARLSLUNDE) I 5 MÅLESERIER ANGIVET VED STARTDATO. MEDIANVÆRDIER (FULDT OPTRUKNE LINJER I BOKSE), ØVRE OG NEDRE KVARTILER (BOKSENE) SAMT MIDDELVÆRDIER (STIPELEDE LINJER I BOKSE). MAKSIMUM- OG MINIMUMVÆRDIER ANGIVES NORMALT (FOR  $N \leq 9$ ) MED WHISKERS, ELLERS MED UDFYLDTE CIRKLER ( $N > 9$ ). FOR  $N > 9$  ER 10 OG 90 % PERCENTILER ANGIVET MED WHISKERS



FIGUR A5. INFILTRABILITET MÅLT VED FORSKELLIGT TRYKPOTENTIAL ( $H_p$ ) I S8 OG S9 (SORØ) I 5 MÅLESERIER ANGIVET VED STARTDATO. MEDIANVÆRDIER (FULDT OPTRUKNE LINJER I BOKSE), ØVRE OG NEDRE KVARTILER (BOKSENE) SAMT MIDDELVÆRDIER (STIPLEDE LINJER I BOKSE). MAKSIMUM- OG MINIMUMVÆRDIER ANGIVES NORMALT (FOR  $N \leq 9$ ) MED WHISKERS, ELLERS MED UDFYLDTE CIRKLER ( $N > 9$ ). FOR  $N > 9$  ER 10 OG 90 % PERCENTILER ANGIVET MED WHISKERS

## Appendix B. WEPP-relationer og modifikationer til beskrivelse af hydrauliske egenskaber i jordens overfladelag

### B 1. Hjelpeparametre

#### B 1.1 Tekstur og organisk stof

De empiriske relationer i WEPP kræver kendskab til jord og klima. På basis af jordens tekstur og indhold af organisk stof (SOM) defineres:

$$\begin{aligned}\text{Clay}_f &= \% \text{ ler} / (\% \text{ ler} + \% \text{ silt} + \% \text{ sand} + \% \text{ SOM}) \\ \text{Silt}_f &= \% \text{ silt} / (\% \text{ ler} + \% \text{ silt} + \% \text{ sand} + \% \text{ SOM}) \\ \text{Sand}_f &= \% \text{ sand} / (\% \text{ ler} + \% \text{ silt} + \% \text{ sand} + \% \text{ SOM}) \\ \text{OM}_f &= \% \text{ SOM} / (\% \text{ ler} + \% \text{ silt} + \% \text{ sand} + \% \text{ SOM})\end{aligned}$$

#### B 1.2 CEC, CECc og CECr

WEPP indeholder en metode til beregning af kationbytningskapacitet for jorden (CEC,  $\text{cmol kg}^{-1}$ ), men vi har valgt at anvende en regressionsligning udviklet for danske jorde (Krogh et al., 2000). Her udtrykkes CEC som funktion af SOM og lerprocent:

$$\text{CEC} = 0,95 + 2,90 * \% \text{ SOM} + 0,53 * \% \text{ ler} \quad r^2 = 0,90$$

Ligningen gælder ikke for organiske eller kalkholdige jorde eller podzoliske B-horisonter. De samme forfattere anbefaler følgende ligninger for de undtagne jorde:

$$\text{Organiske jorde: CEC} = 21,11 + 1,88 * \% \text{ SOM} \quad r^2 = 0,71$$

$$\text{Kalkholdige jorde: CEC} = -0,04 + 2,13 * \% \text{ SOM} + 0,42 * \% \text{ ler} \quad r^2 = 0,77$$

$$\text{Podzoliske B-horisonter: CEC} = 1,91 + 4,79 * \% \text{ SOM} + 0,35 * \% \text{ ler} \quad r^2 = 0,88$$

CEC<sub>c</sub> er den del af jordens CEC, der stammer fra ler. I Krogh et al. (2000) er oplyst, at gennemsnitlig CEC for jordens organiske fraktion ligger i intervallet 284–291  $\text{cmol/kg}$  og at det for lerfraktionen ligger i intervallet 48–53  $\text{cmol/kg}$  (=  $\text{mmol/100 g}$  ler). CEC for lerfraktionen (CEC(ler)) sættes derfor til 50  $\text{mmol/100 g}$  ler i de følgende beregninger, og CEC<sub>c</sub> beregnes som:

$$\text{CEC}_c = \text{CEC}(\text{ler}) * \text{clay}_f$$

CEC<sub>r</sub> er CEC pr gram ler og vil derfor være lig 0,50  $\text{mmol/g}$  ler. Størrelsen er ikke korrekt beskrevet i WEPP-dokumentationen, men nærværende fortolkning er konfirmeret med WEPP-medarbejderne.

#### B 1.3 Nedbør og Energi

Nedbør og nedbørens energi indgår i beregningen af volumenvægt og hydraulisk ledningsevne. Der beregnes akkumulerede værdier af nedbør og energi. Den akkumulerede nedbør  $R_c$  (m) til tiden  $t$  (døgn) regnet fra jordbearbejdningstidspunktet ( $t=0$ ) beregnes som:

$$R_c(t) = R(t) + R_c(t-1)$$

hvor  $R(t)$  er døgnnedbør til tiden  $t > 0$ .

Energien i nedbøren er beregnet ud fra  $E = 11,9 + 8,73 * \log(I)$  (Wischmeier og Smith (1978), hvor nedbørsintensiteten  $I$  er i  $\text{mm t}^{-1}$  og  $E$  er i  $\text{J m}^{-2} \text{mm}^{-1}$ . Tallet skal ganges med nedbørsmængden ( $R_i$ , mm) i det tilhørende tidsinterval (typisk 0,5–1,0 time) for at få den kinetiske energi for nedbørshændelsen ( $\text{J m}^{-2}$ ):

$$E_i = (11,9 + 8,73 * \log(I_i)) * R_i,$$

Energien i det enkelte døgn,  $E(t)$  findes ved at opsummere over tidsintervaller med regn inden for døgnnet. Den akkumulerede energi fra jordbearbejdningstidspunktet,  $E_a(t)$  beregnes som:

$$E_a(t) = E_a(t-1) + E(t)$$

Energien nulstilles ved jordbearbejdning og reguleres ved frost og ophør af rodvækst. Dette er beskrevet senere.

Desuden defineres Daycnt = antal dage siden jordbearbejdning:

$$\text{Daycnt}(t) = 1 + \text{Daycnt}(t-1)$$

## B 2 Volumenvægt

### B 2.1 Beregning af konsolideret volumenvægt

Beregning af den såkaldt konsoliderede volumenvægt  $\rho_c$  i  $[\text{kg m}^{-3}]$  beskrives af Alberts et al. (1995) som:

$$\rho_c = (1,514 + 0,25 \cdot \text{sand}_f - 13,0 \cdot \text{sand}_f \cdot \text{om}_f - 6,0 \cdot \text{clay}_f \cdot \text{om}_f - 0,48 \cdot \text{clay}_f \cdot \text{CEC}_r) \cdot 10^3$$

Den konsoliderede volumenvægt er den tæthed, som jorden gradvist (ved konsolidering) vil nærme sig efter løsning ved jordbearbejdning, under forudsætning af at den ikke påvirkes af færdsel, frost eller rodvækst.

### B 2.2 Beregning af volumenvægt lige efter jordbearbejdning

Volumenvægten lige efter jordbearbejdning beskrives i WEPP som (Williams et al., 1984):

$$\rho_{\text{tet}} = \rho_{t-1} - [(\rho_{t-1} - 0,667 \cdot \rho_c) \cdot T_{\text{ds}}]$$

hvor

$\rho_{\text{tet}}$  , volumenvægt lige efter jordbearbejdning,  $\text{kg m}^{-3}$

$\rho_{t-1}$  = volumenvægt lige før jordbearbejdning,  $\text{kg m}^{-3}$

$\rho_c$  = konsolideret volumenvægt,  $\text{kg m}^{-3}$

$T_{\text{ds}}$  = En jordbearbejdningsafhængig størrelse, der angiver hvor stor en del af overfladen, der er påvirket af jordbearbejdningen. (Alberts et al., 1995, tabel 7.5.1).

Ved flere jordbearbejdninger, gentages beregningen.

Vi har valgt at modificere ligningen ved at gøre de 0,667 til en kalibreringsfaktor,  $K_1$ :

$$\rho_{\text{tet}} = \rho_{t-1} - [(\rho_{t-1} - K_1 \cdot \rho_c) \cdot T_{\text{ds}}]$$

Det giver mulighed for at variere effekten af forskellige behandlinger som funktion af jordfugtighed samt for at beskrive effekten af overkørsel (hjulspor) med samme ligning. Vores data viser entydigt, at såvel jordfugtighed ved jordbearbejdning samt overkørsel har betydning for volumenvægten.

$$K_1 = \alpha \cdot ((\theta(t) - \theta_{\text{min}}) / (\theta_{\text{max}} - \theta_{\text{min}})) + \beta$$

hvor  $\theta(t)$  er det aktuelle vandindhold ( $\text{m}^3 \text{m}^{-3}$ ) og  $\theta_{\text{max}}$  og  $\theta_{\text{min}}$  er de maksimale og minimale vandindhold ved jordbearbejdning.  $\alpha$  og  $\beta$  er jordbearbejdnings-afhængige parametre (se

Tabel **B-1**). I forsøget på Rørrendegård er  $\theta_{\max}$  og  $\theta_{\min}$  ca. lig med hhv. 0,34 og 0,1.

### B 2.3 Konsolidering af volumenvægten som funktion af nedbør og tid

Ifølge WEPP kan den maksimale stigning i volumenvægt ( $\Delta\rho_{\max}$  [kg m<sup>-3</sup>]) som funktion af nedbør (som regn) forudsiges fra ligningen (Onstad et al., 1984):

$$\Delta\rho_{\max} = 1650 - 2900 * \text{clay}_f + 3000 * \text{clay}_f^2 - 0,92 * \rho_{\text{tet}}$$

Der indføres yderligere 2 hjælpefunktioner  $\Delta\rho_{\text{rf}}$  og  $\rho_{\text{d100}}$  defineret som følger (begge med enheden kg m<sup>-3</sup>):

For  $0 \leq R_c \leq 0,100$  m:

$$\Delta\rho_{\text{rf}} = \Delta\rho_{\max} * R_c / (0,01 + R_c)$$

hvor  $R_c$  = akkumuleret nedbør siden jordbearbejdning (m).

For  $R_c > 0,100$  m:

$$\Delta\rho_{\text{rf}} = \Delta\rho_{\max} * 0,100 / (0,01 + 0,100)$$

$$\rho_{\text{d100}} = \rho_{\text{tet}} + \Delta\rho_{\max} * 0,100 / (0,01 + 0,100)$$

Konsolidering som funktion af tid efter jordbearbejdning beregnes ved hjælp af faktoren  $F_{\text{ds}}$ :

$$F_{\text{ds}} = 1 - \text{eksp}(K_2 * \text{daycnt}(t))$$

hvor  $K_2$  er en kalibreringsparameter, der i WEPP er givet med en værdi på 0,005 døgn<sup>-1</sup>.

Den beregnede konsolideringsgrad som følge af de første 100 mm regn efter jordbearbejdning ( $\rho_{\text{d100}}$ ) kan evt. overstige den beregnede øvre grænseværdi, som er den konsoliderede volumenvægt ( $\rho_c$ ). Derfor indføres i WEPP følgende funktion  $\Delta\rho_c$ :

Hvis  $\Delta\rho_c = \rho_c - \rho_{\text{d100}} > 0$ :  $\Delta\rho_c = \rho_c - \rho_{\text{d100}}$ , ellers:

$$\Delta\rho_c = 0$$

$\Delta\rho_c$  angiver i WEPP, hvor megen konsolidering der er mulig som funktion af tid når effekten af 100 mm regn er indregnet. Den tidsmæssige konsolidering beregnes som:

$$\Delta\rho_{\text{wt}} = \Delta\rho_c * F_{\text{ds}}$$

Jordens samlede konsolideringsgrad eller volumenvægt til tiden  $t$  efter jordbearbejdning ( $\rho_t$ , kg m<sup>-3</sup>) beregnes herefter som summen af dens volumenvægt lige efter jordbearbejdning ( $\rho_{\text{tet}}$ ), konsolideringen som følge af regn ( $\Delta\rho_{\text{rf}}$ ) og konsolideringen som følge af tid ( $\Delta\rho_{\text{wt}}$ ):

$$\rho_t = \rho_{\text{tet}} + \Delta\rho_{\text{rf}} + \Delta\rho_{\text{wt}}$$

Det fremgår, at  $\Delta\rho_{\max}$  og  $\Delta\rho_c$  skal genberegnes efter jordbearbejdning.

Den ifølge WEPP beregnede værdi af  $\Delta\rho_{\max}$  er alt for stor i forhold til vore måletal. Størrelsen er derfor brugt som kalibreringsparameter. Den er jordbearbejdningssafhængig, og ca. 80 kg m<sup>-3</sup> for forsøgene på Rørrendegård. Det fremgår af ovenstående ligning, at  $\Delta\rho_{\max}$  kan påvirkes af volumenvægten efter jordbearbejdning. I vores tilfælde er  $\Delta\rho_{\max}$  holdt konstant gennem de to år forsøgene har kørt.  $\Delta\rho_c$  genberegnes efter jordbearbejdning, da værdien påvirkes af  $\rho_t$ .

I WEPP kan  $\Delta\rho_c$  ikke være negativ. Specielt i køresporerne kan man dog observere en negativ tidskonsolidering. Hvis  $(\rho_c - \rho_{d100})$  er negativ, beregnes  $\Delta\rho_c$  derfor her som følger:

$$\Delta\rho_c = \rho_c - \rho_{tet}$$

### B 2.4 Ændring af volumenvægt ved frost

Det observeres, at jordens volumenvægt typisk mindskes i forbindelse med frosthændelser, forklaret ved at isdannelse får jordvandet til at fylde noget mere. Frosteffekten indregnes ved at nedbørskonsolideringen justeres ”baglæns” indtil volumenvægten er blevet de ca. 80-100 kg/m<sup>3</sup> mindre, som frosteffekten ses at udgøre. Nedbørskonsolideringen kan ikke justeres til mindre end 0, og den videreføres fra en justeret akkumuleret nedbør. Der justeres kun på nedbørskonsolideringen, ikke på tidskonsolideringen. Justeringen foregår, når ”frossent vandindhold” i den øverste beregningscelle overstiger en given grænseværdi, her sat til 19 vol. % på basis af foreløbige Daisyberegninger af frossent vandindhold, sammenholdt med målte værdier af volumenvægt.

Hvis nedbørskonsolideringen i seneste tidsskridt er større end frosteffekten [Frost, kg/m<sup>3</sup>], så beregnes det antal mm nedbør ( $R_{justeret}$ ), som den nye konsolidering skal svare til:

Hvis  $\Delta\rho_{rf(t-1)} - \text{Frost} > 0$ :

$$R_{justeret} = (\Delta\rho_{rf(t-1)} - \text{Frost}) * 0,01 / (\Delta\rho_{mx} - (\Delta\rho_{rf(t-1)} - \text{Frost}))$$

Den nye nedbørskonsolideringsværdi beregnes så som:

$$\Delta\rho_{rf\_justeret} = \Delta\rho_{mx} * R_{justeret} / (0,01 + R_{justeret})$$

$R_{justeret}$  er startværdien for den summerede R i de fremtidige beregninger.

Hvis nedbørskonsolideringen er mindre end frosteffekten (”Frost”), så sættes den justerede akkumulerede nedbør til 0, og 0 er startværdien for den summerede R i de fremtidige beregninger.

$$\text{Hvis } (\Delta\rho_{rf(t-1)} - \text{Frost}) \leq 0: R_{justeret} = 0$$

Tidskonsolideringen ændres som sagt ikke.

### B 2.5 Volumenvægtsberegning når behandlingen er overkørsel (”hjulspor”)

Hjulspor er behandlet med samme formel som anden jordbearbejdning, med  $T_{ds} = 1$  og  $K_1$ -faktorer. Som ved andre former for jordbearbejdning er behandlingseffekten både fugtighedsafhængig og maskin-afhængig. Køresporet tildeles en ekstra behandling i form af hjulspor med  $T_{ds} = 1$  (hele sporarealet påvirkes), og kan evt. efterfølgende overkøres med en harve, der har en dækningsgrad på mindre end 1. Hjulsporerne har fået forskellige parametre, afhængigt af om det er en jordbearbejdning eller gødningsudbringning, sprøjtning og høst (forskellige maskinstørrelser og dækudrustninger). Værdierne for høst kan være undervurderet, fordi mejetærsker og kornvogn kan udøve et større tryk.

$K_1$  beregnes som ovenfor:

$$K_1 = \alpha * ((\theta - \theta_{min}) / (\theta_{max} - \theta_{min})) + \beta$$

og parametrene angives i Daisy’s ”tillage”-fil.  $\theta_{max}$  og  $\theta_{min}$  er som tidligere anført hhv. 0,34 og 0,10.



TABEL B-1. KONSOLIDERET VOLUMENVÆGT ( $\rho_c$ ) SAMT FORELØBIG PARAMETRISERING AF  $K_1$  FOR RØRENDEGÅRDJORDEN VED FORSKELLIGE FORMER FOR JORDBEARBEJDNING, HERUNDER VED OVERKØRSEL

Forsøgsled	Beskrivelse	Organisk stof, %	$\rho_c$ , kg m <sup>-3</sup>	$\alpha$	$\beta$
F1	2*stubharvning (6 cm), radsåning	3,43	1343	0	0,81
F2	Direkte såning (skiveskær)	3,43	1350	0	0,845
F2, spor	Spør ved jordbearbejdning/såning			0,14	1
	Spør, anden overkørsel			0,14	1
F3	Pløjning, furepakning, rotorharvning (5 cm), radsåning	2,47	1431	-0,093	0,845
F4	Pløjning, såbedsharvning (fjedertand), radsåning	2,39	1439	-0,069	0,88
F4, spor	Spør ved jordbearbejdning/såning			0,1	1
	Spør, anden overkørsel			0,1	1

Jo tættere  $K_1$  ligger på værdien 1, desto tættere ligger jordens volumenvægt lige efter bearbejdning ved den konsoliderede værdi. De kalibrerede parameterværdier i Tabel B-1 giver generelt god mening, eksempelvis ved at  $\beta$  for F2 er højere (tættere på værdien 1) end  $\beta$  for F1.

Volumenvægten efter overkørslen beregnes som tidligere beskrevet og anvendes altid efter de grundlæggende jordbearbejdnings. For de andre overkørsler gøres følgende:

$$\rho_{tek} = \rho_{t-1} - [(\rho_{t-1} - K_1 * \rho_c) * T_{ds}] = K_1 * \rho_c$$

da  $T_{ds}$  er 1 for køresporet.

Hvis  $\rho_{tek} \leq \rho_t$

Beregningen af  $\rho_t$  fortsætter uændret

Hvis  $\rho_{tek} > \rho_t$

$$\rho_t = \rho_{tek}$$

$$R_c = 0$$

$$\text{Daycnt} = 0$$

$$\Delta\rho_c = \rho_c - \rho_{tek}$$

Ifølge de foreløbige analyser er der kun én situation, hvor denne beskrivelse ikke virker og det er ved første overkørsel (14.3 2013) på F2 efter den meget kolde vinter, der har løsnet jorden meget. Det er kun muligt at opnå den målte volumenvægt på dette tidspunkt, hvis man også antager, at det volumenvægtfald, der er sket som følge af frosten, også fjernes ved overkørslen. Det er sandsynligt, at det sker i praksis, fordi frosten medvirker til at danne store, ret ustabile porer. Men da analysen er foretaget ud fra en generel Daisy-simulering, der ikke tager hensyn til de faktiske ændringer i volumenvægt og hydrauliske parametre har vi valgt at udsætte denne sidste justering til modellen er implementeret.

### B 3 Vandretentionsegenskaber

Beregningerne følger uændret Alberts et al. (1995).

#### B 3.1 Beregning af effektiv porøsitet

Den totale porøsitet,  $\phi_t$ , beregnes ud fra volumenvægten  $\rho_t$  ( $\text{kg m}^{-3}$ ; udledt i afsnit 3.1.2) som:

$$\phi_t = 1 - \rho_t / 2650$$

Porer i jorden med indesluttet luft bidrager ikke til vandledning, men vil snarere have en blokerende effekt. Der korrigeres for indesluttet luft ved hjælp af faktoren  $F_a$ :

$$F_a = 1,0 - (3,8 + 1,9 * \text{clay}_f^2 - 3,365 * \text{sand}_f + 12,6 * \text{CEC}_r * \text{clay}_f + 100 * \text{OM}_f * (\text{sand}_f / 2)^2) / 100$$

Der er også en korrektion for sten i jorden ( $F_{cf}$ ), men det er ikke så aktuelt i vores aktuelle stenfattige jorde. Stenkorrektionen beregnes ved hjælp af  $M_{cf}$  (andel af grove partikler i jorden > sand som vægtfraktion (0-1)):

$$F_{cf} = 1 - (M_{cf} * \rho_t / 1000) / (2,65 - [1 - M_{cf}])$$

For de jorde som vi arbejder med kan  $M_{cf}$  sættes lig 0, hvorved  $F_{cf}$  bliver lig med 1.

Den effektive porøsitet ( $\phi_e(t)$ ) beregnes derefter:

$$\phi_e(t) = \phi_t * F_a * F_{cf}$$

Beregnete vandindhold ved 33 kPa og 1500 kPa skal iflg. Alberts et al. (1995) også korrigeres med denne faktor.

#### B 3.2 Beregning af residualvandindhold

Residualvandindholdet ( $\theta_r$ ) beregnes som:

$$\theta_r = (0,000002 + 0,0001 * \text{OM}_f + 0,00025 * \text{clay}_f * \text{CEC}_r^{0,45}) * \rho_t$$

#### B 3.3 Beregning af vandindhold ved visnegrænse

Volumetrisk vandindhold ved 1.5 MPa (visnegrænse),  $\theta_d$ , beregnes som:

$$\begin{aligned} \theta_{d1} &= 0,0022 + 0,383 * \text{clay}_f - 0,5 * \text{clay}_f^2 * \text{sand}_f^2 + 0,262 * \text{clay}_f * \text{CEC}_r^2 + (-0,06 * \text{clay}_f^2 + \\ & 0,108 * \text{clay}_f) [\rho_t / 1000]^2 \\ \theta_d &= \theta_{d1} * F_a * F_{cf} \end{aligned}$$

Det med rødt angivne "+" er angivet i WEPP-dokumentationen som et "-", men kontakt til WEPP-staben har konfirmeret, at ovenstående ligning er korrekt.

#### B 3.4 Beregning af vandindhold ved pF 2,5

Vandindholdet  $\theta_{fc}$  er angivet at skulle svare til 33 kPa eller ca. pF 2,5 og beregnes som:

$$\begin{aligned} \theta_{fc1} &= 0,2391 - 0,19 * \text{sand}_f + 2,1 * \text{OM}_f + 0,72 * \theta_d \\ \theta_{fc} &= \theta_{fc1} * F_a * F_{cf} \end{aligned}$$

### B4 Hydraulisk ledningsevne

I hele det følgende afsnit er det antaget, at den målte ledningsevne ved 15 mm undertryk svarer til en jordmatrice-ledningsevne og at det igen svarer til de værdier, der beregnes i WEPP.

#### B 4.1 "Random Roughness"

Overfladens ruhed er et mål for dens grovhed. En mere ru overflade modstår bedre nedbrydning via nedbør. Variablen kaldes "Random Roughness", og værdien til tiden  $t$  er  $RR_t$  [m].

$RR_t$  lige efter jordbearbejdning ( $RR_i$ , m) beregnes som

$$RR_i = RR_o * T_{ds} + RR_{t-1} * [1 - T_{ds}]$$

hvor  $RR_{t-1}$  er værdien lige før jordbearbejdning.  $RR_o$  [m] og  $T_{ds}$  (dimensionsløs) er værdier givet for forskellige typer jordbearbejdning (Alberts et al., 1995, tabel 7.5.1).  $RR_o$  er den "Random Roughness", der erfaringsmæssigt skabes af det pågældende redskab, mens  $T_{ds}$  er den andel af overfladen, som forstyrres.

Overfladens ruhed over tid beskrives herefter som funktion af "buried residue" (br) i 0-15 cm's dybde [ $\text{kg m}^{-2}$ ] samt indholdet af ler og organisk stof i jorden:

$$RR_t = RR_i * \exp[-C_{br} * ((R_c * 1000)/b)^{0,6}]$$

hvor:

$$R_c = \text{akkumuleret nedbørsmængde efter jordbearbejdning [m]}$$

$$C_{br} = 1 - 0,5 * br,$$

$$b = 63 + 62,7 * \ln(50 * OM_f) + 1570 * \text{clay}_f - 2500 * \text{clay}_f^2$$

br sættes altid til mindst  $0,3 \text{ kg m}^{-2}$  i WEPP-modellen. Der er indsat en faktor 1000, som ikke indgår i WEPP-dokumentationen. Uden denne faktor udvikler ruheden sig stort set ikke, hvilket er forkert. Vi vurderer, at fejlen skyldes "enhedsforvirring" ( $R_c$  i [m] i stedet for [mm]).

#### B 4.2 "Basis-værdien" for den hydrauliske ledningsevne

Det er forudsat at "basis-værdien",  $K_b$  [ $\text{mm t}^{-1}$ ], repræsenterer en nyligt bearbejdet jord med maksimum hydraulisk ledningsevne. Denne beskrives ifølge Alberts et al. (1995) som:

For jorde med  $\leq 40\%$  ler:

$$K_b = -0,265 + 0,0086 * (100 * \text{sand})^{1,8} + 11,46 * \text{CEC}^{-0,75}$$

For jorde med  $> 40\%$  ler:

$$K_b = 0,0066 * e^{(2,44/\text{clay}_f)}$$

$K_b$  afhænger i WEPP hverken af jordfugtighed eller af jordbearbejdning, og det passer ikke med vores observationer. For at tage hensyn til jordfugtighed og jordbearbejdning er der defineret en  $K_{tet}$  [ $\text{mm t}^{-1}$ ], som er den hydrauliske ledningsevne lige efter jordbearbejdning:

$$K_{tet} = K_b * (F_{fill} * ((\theta - \theta_{min}) / (\theta_{max} - \theta_{min})) + 0,47)$$

hvor  $F_{fill}$  er en jordbearbejdningssafhængig faktor. Det foreslås på basis af de gennemførte forsøg at anvende værdien 0,8, hvis jordbearbejdningen indeholder en pløjning, og værdien 0,3, hvis der kun harves.

#### B 4.3 Beregning af hydraulisk ledningsevne uden vegetationsdække, $K_{t,bare}$

WEPP-beregningerne er baseret på en "Green and Ampt"-beskrivelse af vandinfiltration (se fx Jury et al., 1991). I nedenstående er SC er en korrektionsfaktor for delvis mætning af jorden under en skorpe,  $\Psi$  (m) er et steady state kapillært potential ved skorpe/underjords-overgangen og L (m) er den opvædede jorddybde. Den hydrauliske ledningsevne falder eksponentielt med den modtagne kinetiske energi på overfladen indtil den når en "skorpet" eller endelig værdi. CF er altså en "skorpe-faktor". C er en "stabilitets-faktor", der angiver hvor hurtigt ledningsevnen falder. Beregningen af CF(t), der forventes at ligge mellem 0,2 og 1, foregår som følger:

$$SC = 0,736 + 0,19 * \text{sand}_f$$

$$\Psi = 45,19 - 46,68 * SC$$

$$L(t) = 0,147 - 0,15 * \text{sand}_f^2 - 0,0003 * \text{clay}_f * \rho_t$$

Hvis  $L(t) < 0,005 \text{ m} \Rightarrow L(t) = 0,005 \text{ m}$

$$CF(t) = SC / (1 + \Psi / (100 * L(t)))$$

CF, SC og  $\Psi$  er beskrevet mere detaljeret i Rawls et al. (1990).

Da den hydrauliske ledningsevne jf. ovenfor ændres ved jordbearbejdning, er det nødvendigt at korrigere CF for denne ændring. Der er derfor indført en  $CF_{adjust}$ , der kan beregnes som:

$$CF_{adjust1} = K_b / K_{tet}$$

Alternativt kan  $CF_{adjust}$  gives som kalibreringsparameter. I de gennemregnede eksempler fra Rørrendegård er værdien af  $CF_{adjust1} = 0,6$ .

Over tid går den hydrauliske ledningsevne mod  $K_{tet} * CF(t) * CF_{adjust}$ . I WEPP, hvor jordbearbejdningseffekten ikke er afhængig af jordfugtigheden ved jordbearbejdning, er denne værdi konstant fra år til år. Det samme er set i dataene fra Rørrendegård. Men da vi har valgt at lade  $K_{tet}$  variere med jordvandsindholdet er det nødvendigt at genberegne  $CF_{adjust2}$  efter jordbearbejdning for at slutniveauet bliver det samme fra år til år. I så fald genberegnes den efter næste pløjning/harvning som:

$$CF_{adjust2} = K_{tet}(1 \text{ år}) / K_{tet}(2.\text{år}) * CF_{adjust1}$$

Stabilitetsfaktoren C, [ $\text{m}^2 \text{ J}^{-1}$ ], beregnes som:

$$C = -0,0028 + 0,0113 * \text{sand}_f + 0,125 * (\text{clay}_f / \text{CEC})$$

$$\text{Hvis } C < 0,0001 \Rightarrow C = 0,0001$$

$$\text{Hvis } C > 0,010 \Rightarrow C = 0,010$$

C er beskrevet af Alberts et al. (1995) og Bosch and Onstad (1988).

$K_{t, \text{bare}}$  [ $\text{mm t}^{-1}$ ] beregnes i WEPP som

$$K_{t, \text{bare}} = K_b * [CF(t) + (1 - CF(t)) * \exp(-C * E_a * (1 - RR_t / 0,04))],$$

$E_a$  er den akkumulerede energi til tiden t regnet fra jordbearbejdningstidspunktet ( $\text{J m}^{-2}$ ). Ligningen der beskriver  $K_{t, \text{bare}}$  er, ud over i Alberts et al. (1995), behandlet i Risse (1994). Den har samme form som ligninger foreslået tidligere af Van Doren og Allmaras (1978), Eigel og Moore (1983), og Brakensiek og Rawls (1983).

Med ovenstående modifikationer udvides formlen i vores implementering til

$$K_{t, \text{bare}} = K_{tet} * [CF(t) * CF_{adjust} + (1 - CF(t)) * CF_{adjust} * \exp(-C * E_a * E_{frac} * (1 - RR_t / 0,04))]$$

hvor  $E_{frac}$  er en kalibreringsparameter mellem 0 og 1. I de foreløbige beregninger for Rørrendegård-dataene er  $E_{frac}$  sat til 0,4.

#### **B 4.4 Modifikation af ledningsevnen som følge af vegetation**

Der tages hensyn til stående vegetation og planterester på overfladen (beskytter overfladen) samt til en jordløsnende effekt af rødder. I det følgende er beskrivelsen i afsnit 0 fra WEPP, mens resten af beskrivelsen er udviklet under dette projekt.

##### **B 4.4.1 Beregning af effektiv overfladebeskyttelse**

Daisy beregner i forvejen plantehøjde (H, cm), vegetationsdække (CanCov (0-1)), og (hvis muligt) dækningsgraden af planterester på overfladen (ResCov (0-1)). Nedenstående beregning af effektiv overfladebeskyttelse, Scovf (0-1) følger WEPP:

$$CH = \exp(-0,33 * h_{WEPP} / 2),$$

hvor  $h_{WEPP}$  er defineret som halvdelen af plantehøjden (m). Ved implementering i Daisy fås derfor:

$$CH = \exp(-0,33 * H / 100 / 4)$$

Effektivt plantedække

$$C_{covef} = CanCov * CH$$

Effektiv overfladebeskyttelse

$$S_{covef} = c_{covef} + rescov - (c_{covef}) * (rescov)$$

#### B 4.4.2 Rodeffekter

Daisy beregner rodbiomassen for den voksende afgrøde. Her anvendes rodtilvæksten,  $\Delta Rod$  (Mg tørstof/ha):

$$\Delta Rod = Rod_{biomasse}(t) - Rod_{biomasse}(t-1);$$

Desuden defineres en kalibreringsparameter:  $Rod_f$ .

Effekten af rodvækst beskrives med to faktorer,  $Rod_1(t)$  og  $Rod_2(t)$ :

$$\Delta Rod(t) < 0 \Rightarrow Rod_1(t) = 1$$

$$\Delta Rod(t) > 0 \Rightarrow Rod_1(t) = 1 + \Delta Rod(t) * Rod_f$$

$$Rod_2(t) = Rod_2(t-1) * Rod_1(t)$$

$Rod_2(1)$  sættes til 1, når rodtilvæksten bliver negativ om efteråret (i de foreløbige Daisy-beregninger for Rørrendegård skete dette 2.12-2012 hhv. 13.1 2014) og når rodtilvæksten stopper i vækstsæsonen (her 11.6 2012 hhv. 24.5 2014). Samtidigt justeres  $E_a$ . Ledningsevnen er forhøjet i forhold til den tilførte energi, så der beregnes en  $E_a$ -værdi, der svarer til den forhøjede ledningsevne:

$$E_{ajust}(t) = -0,04 / (C * E_{frac} * (0,04 - RR_{t-1})) * \ln((K_{t-1, bare\_veg} / (Rod_2(t) * K_{tet}) - CF(t-1) * CF_{adjust}) / (1 - CF(t-1) * CF_{adjust}))$$

hvor  $K_{t-1, bare\_veg}$  er den hydrauliske ledningsevne på bar jord, der er påvirket af rodvækst, se næste afsnit. Da  $Rod_2(t)$  netop er sat til 1, kan den udelades.

Ledningsevnen henfalder derefter normalt.

#### B 4.4.3 Ledningsevne på bar jord og under plantedække mens dækket vokser til maksimum $C_{covef}$ / $S_{covef}$

Mens planten vokser, er noget af jorden bar og fuldt eksponeret, mens den resterende del er dækket af planten. For den bare jord beregnes den hydrauliske ledningsevne  $K_{t, bare\_veg}$  [ $mm\ t^{-1}$ ] som:

$$K_{t, bare\_veg} = K_{t, bare} * Rod_2(t)$$

For arealet under planten beregnes  $K_{t, plante}$ , [ $mm\ t^{-1}$ ]:

Så længe  $S_{covef}(t) = 0$ ;

$$K_{t, plante} = K_{t, bare\_veg}$$

Når  $S_{covef}(t) > 0$ ;

$$K_{t, plante} = (K_{t-1, plante} * S_{covef}(t-1) * Rod_1(t) + (S_{covef}(t) - S_{covef}(t-1)) * K_{t, bare\_veg}) / S_{covef}(t)$$

Den gennemsnitlige ledningsevne i marken,  $K_{gnsn}(t)$  [ $mm\ t^{-1}$ ], er:

$$K_{gnsn}(t) = K_{t, bare\_veg} * (1 - S_{covef}(t)) + K_{t, plante} * S_{covef}(t)$$

#### B 4.4.4 Ledningsevne på bar jord og under plantedække efter at dækket har nået maximum $C_{covef}$ / $S_{covef}$

Når vegetationsdækket senere i vækstsæsonen begynder at falde, eksponeres den jord, der tidligere var beskyttet af planten. Her vil ledningsevnen falde efterhånden som eksponeringen stiger, men eksponeringsniveauet afhænger af, hvornår arealet er blevet "bart".

Scovef<sub>max</sub> = Den maksimale Scovef-værdi

Når Scovef begynder at falde efter maksimumsværdien, beregnes K<sub>t</sub>, bare\_veg -som før, og

$$K_{t,plante} = K_{t-1,plante} * Rod1(t)$$

For at beregne ledningsevnen på det areal, der nu langsomt eksponeres, opstilles en række eksponeringsklasser. For hver klasse beregnes en justeret Ea, baseret på K<sub>t-2,plante</sub> og energitilførslen i seneste tidsskridt. Der beregnes så en hydraulisk ledningsevne, der svarer til den beregnede energitilførsel. Til slut tages et gennemsnit af ledningsevner på det oprindeligt bare areal, arealet stadig under planten og på arealerne svarende til hver af eksponeringsklasserne. Systemet er vist nedenfor:

Når Scovef<sub>max</sub> > Scovef(t) ≥ Scovef<sub>max-2</sub>:

$$Ea_{kl\_1(t-1)} = 0,04 / (C * E_{frac} * (0,04 - RR_{t-2})) * \ln((K_{t-2,plante} / (K_{tet} - CF(t-2) * CF_{adjust})) / (1 - CF(t-2) * CF_{adjust}))$$

$$Ea_{kl\_1(t)} = Ea_{kl\_1(t-1)} + E(t)$$

$$K_{kl\_1(t)} = K_{tet} * [CF(t) * CF_{adjust} + (1 - CF(t) * CF_{adjust}) * \exp(-C * Ea_{kl\_1(t)} * E_{frac} * (1 - RR_t / 0,04))],$$

$$Kgnsn(t) = K_{t, bare\_veg} * (1 - Scovef_{max}) + K_{t,plante} * Scovef(t) + K_{kl\_1(t)} * (Scovef_{max} - Scovef(t))$$

Når Scovef<sub>max-2</sub> > Scovef(t) ≥ Scovef<sub>max-5</sub>:

$$Ea_{kl\_2(t-1)} = 0,04 / (C * E_{frac} * (0,04 - RR_{t-2})) * \ln((K_{t-2,plante} / (K_{tet} - CF(t-2) * CF_{adjust})) / (1 - CF(t-2) * CF_{adjust}))$$

$$Ea_{kl\_2(t)} = Ea_{kl\_2(t-1)} + E(t)$$

$$K_{kl\_2(t)} = K_{tet} * [CF(t) * CF_{adjust} + (1 - CF(t) * CF_{adjust}) * \exp(-C * Ea_{kl\_2(t)} * E_{frac} * (1 - RR_t / 0,04))],$$

$$Kgnsn(t) = K_{t, bare\_veg} * (1 - Scovef_{max}) + K_{t,plante} * Scovef(t) + K_{kl\_1(t)} * (Scovef_{max-2} + K_{kl\_2(t)} * (Scovef_{max-2} - Scovef(t)))$$

Når Scovef<sub>max-5</sub> > Scovef(t) ≥ Scovef<sub>max-10</sub>:

$$Ea_{kl\_3(t-1)} = 0,04 / (C * E_{frac} * (0,04 - RR_{t-2})) * \ln((K_{t-2,plante} / (K_{tet} - CF(t-2) * CF_{adjust})) / (1 - CF(t-2) * CF_{adjust}))$$

$$Ea_{kl\_3(t)} = Ea_{kl\_3(t-1)} + E(t)$$

$$K_{kl\_3(t)} = K_{tet} * [CF(t) * CF_{adjust} + (1 - CF(t) * CF_{adjust}) * \exp(-C * Ea_{kl\_3(t)} * E_{frac} * (1 - RR_t / 0,04))],$$

$$Kgnsn(t) = K_{t, bare\_veg} * (1 - Scovef_{max}) + K_{t,plante} * Scovef(t) + K_{kl\_1(t)} * (Scovef_{max-2} + K_{kl\_2(t)} * (Scovef_{max-5} + K_{kl\_3(t)} * (Scovef_{max-5} - Scovef(t))))$$

Når Scovef<sub>max-10</sub> > Scovef(t) ≥ Scovef<sub>max-20</sub>:

$$Ea_{kl\_4(t-1)} = 0,04 / (C * E_{frac} * (0,04 - RR_{t-2})) * \ln((K_{t-2,plante} / (K_{tet} - CF(t-2) * CF_{adjust})) / (1 - CF(t-2) * CF_{adjust}))$$

$$Ea_{kl\_4(t)} = Ea_{kl\_4(t-1)} + E(t)$$

$$K_{kl\_4(t)} = K_{tet} * [CF(t) * CF_{adjust} + (1 - CF(t) * CF_{adjust}) * \exp(-C * Ea_{kl\_4(t)} * E_{frac} * (1 - RR_t / 0,04))],$$

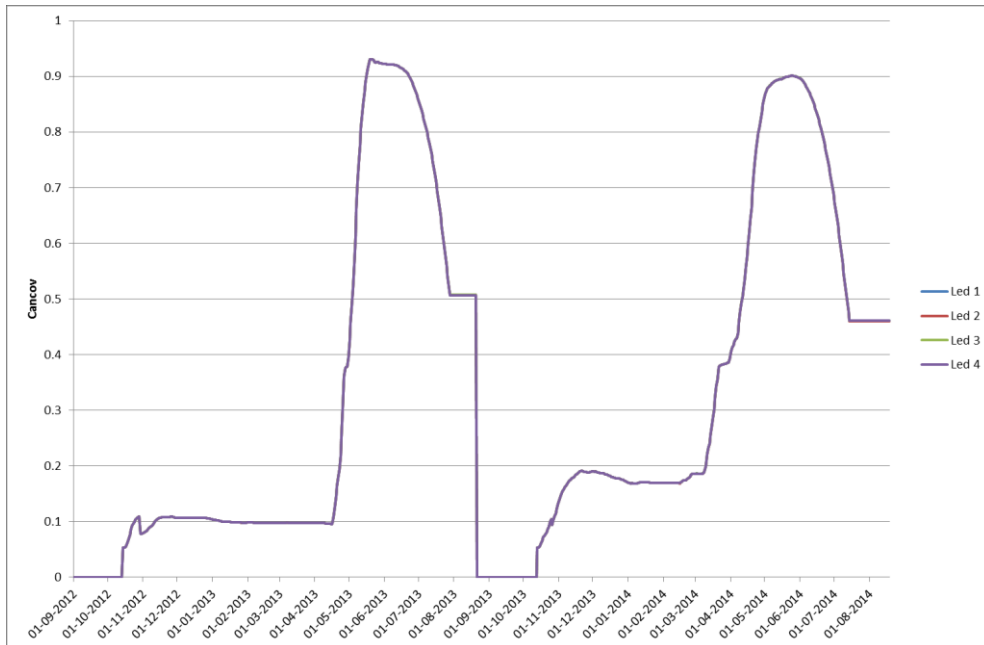
$$Kgnsn(t) = K_{t, bare\_veg} * (1 - Scovef_{max}) + K_{t,plante} * Scovef(t) + K_{kl\_1(t)} * (Scovef_{max-2} + K_{kl\_2(t)} * (Scovef_{max-5} + K_{kl\_3(t)} * (Scovef_{max-10} + K_{kl\_4(t)} * (Scovef_{max-10} - Scovef(t))))$$

Klassedelingen fortsætter indtil faldet stabiliserer sig, og dernæst påbegyndes sidste klasse ved høst, når Daisy Cancov går fra en stabil værdi (Cancov(slut) til o (eller til en meget lille værdi), se Figur B-1.

Sidste gennemsnitsværdi ser ud som følger:

$$Kgnsn(t) = K_{t, bare\_veg} * (1 - Scovef_{max}) + K_{t,plante} * Scovef(t) + K_{kl\_1(t)} * (Scovef_{max-2} + K_{kl\_2(t)} * (Scovef_{max-5} + K_{kl\_3(t)} * (Scovef_{max-10} + K_{kl\_4(t)} * (Scovef_{max-20} + K_{kl\_5(t)} * (Scovef_{max-30} + K_{kl\_6(t)} * (Scovef_{max-40} + K_{kl\_7(t)} * (Scovef_{max-40} - Cancov(slut)) + K_{kl\_8(t)} * Cancov(slut) - Scovef(t))))))$$

Beregningen fortsætter til næste jordbearbejdning



FIGUR B-1 EKSEMPEL PÅ BEREGNING AF CANCOV FOR HVEDE MED DAISY. DET SES AT VEGETATIONSDEKKET TOPPER I JUNI, FALDER TIL EN KONSTANT VÆRDI VED MODELNHED OG HELT TIL 0 VED HØST

#### B 4.5 Justering af ledningsevnen ved frost

Parallelt med tidligere, beskrives frosteffekten ved at justere  $E_a$  "baglæns" når en frosthændelse er forekommet. Korrektionen foretages efter jorden er tøet op, i hændelser, der også udløste ændret volumenvægt. Den forventede stigning i ledningsevne som funktion af en frosthændelse benævnes  $\Delta K_{frost}$  og den er som udgangspunkt sat til  $1,2 \text{ mm t}^{-1}$ .

$$E_{ajust}(t) = -0,04 / (C * E_{frac} * (0,04 - RR_{t-1})) * \ln(((K_{t-1, bare\_veg} + \Delta K_{frost}) / (Rod2(t) * K_{tet}) - CF(t-1) * CF_{ajust}(t)) / (1 - CF(t-1) * CF_{ajust}(t)))$$

$K_{t, bare\_veg}$  og  $K_{t, bare}$  beregnes på basis af den justerede  $E_a$ .

#### B 4.6 Ledningsevneændringer i kørespor

Der er fundet en sammenhæng mellem forskellen i porøsitet mellem mark og kørespor og forskellen i ledningsevne, der gælder for F2 i det meste af måleperioden og for F4 i begyndelsen af måleperioden. Sammenhængen kan beskrives som:

$$\Delta \phi_t = \phi_e(t, \text{mark}) - \phi_e(t, \text{kørespor})$$

$$\Delta K_t = -\Delta \phi_t * 79,25$$

Første år foregik jordbearbejdningen under usædvanligt våde forhold. Her justeres ledningsevnen efter jordbearbejdning som funktion af porøsitetsforskellen. Frosten gendanner senere en høj ledningsevne i overfladelaget.

$$K_{tet}(\text{kørespor}) = K_{tet}(\text{mark}) - \Delta \phi_t * 79,25$$

Frost-effekten justeres. Der er forskel på justeringerne i de to forsøgsled F2 og F4: I F2 sænkes frosteffekten fra 1,2 til 0,7 og i F4 øges den fra 1,2 til 2  $\text{mm t}^{-1}$

I beregningen af de indgående parametre benyttes den volumenvægt, der er relevant for køresporet. Alle andre parametre og beregninger er sat præcis som for de pågældende marker.

*Andet år foregik jordbearbejdningen under usædvanligt tørre forhold.  $K_{\text{tet}}$ (kørespør) beregnes efter samme ligninger som  $K_{\text{tet}}$  (mark), dog med den volumenvægt, der er relevant for køresporet. Alle andre parametre er sat præcis som for de pågældende marker.*

Vi har ikke måledata til at beskrive en overgang fra den ene situation til den anden.



## Appendix C. Samlet udvaskning fra scenarieberegningerne i nr. 34-99 af i alt 99 simulerede 10-årsperioder

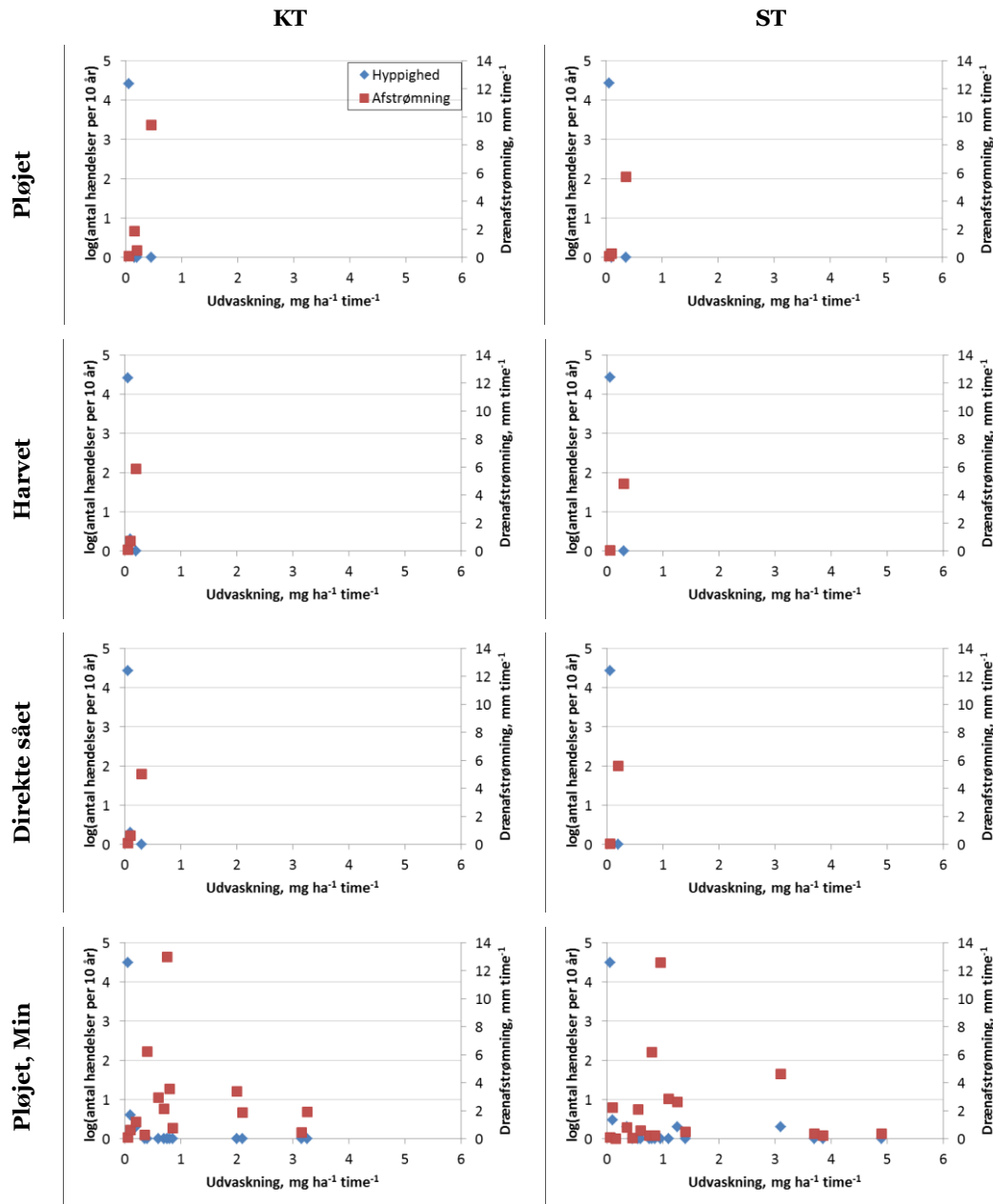
TABEL C1. TOTAL SIMULERET PESTICIDUDVASKNING TIL DRÆN (G HA<sup>-1</sup> (10 ÅR)<sup>-1</sup>) FOR NR. 34-66 I RÆKKEN AF SIMULEREDE 10-ÅRSPERIODER. UDVASKNINGEN AF DE 27 PESTICIDER ER ADDERET INDEN FOR HVER 10-ÅRSPERIODE OG FOR HVERT AF DE 8 SCENARIER.

Jord Simulerings nr.	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir. sået	Pløjet, Min
34	24,9	16,4	19,5	29,1	24,3	7,9	10,3	35,3
35	20,6	30,5	33,9	29,1	15,9	13,4	13,6	27,7
36	11,2	23,1	24,7	32,5	12,1	13,3	16,3	31,0
37	41,9	26,6	31,3	36,6	32,2	14,8	29,6	27,4
38	14,3	21,8	34,6	43,2	11,1	12,6	19,8	35,5
39	12,1	16,5	12,8	25,9	5,0	6,6	4,0	19,0
40	6,3	14,0	14,8	15,3	4,0	8,4	7,5	19,6
41	18,7	41,7	35,2	14,1	14,6	23,2	26,6	19,3
42	34,4	42,7	43,6	22,1	26,3	28,5	28,4	19,8
43	17,8	10,7	21,0	30,9	17,1	9,2	17,9	43,7
44	30,5	31,9	31,0	34,9	30,3	19,0	19,2	30,5
45	11,0	42,6	34,6	34,6	8,2	32,9	24,1	33,9
46	39,8	32,6	41,1	33,2	23,7	26,2	31,8	37,0
47	27,6	31,2	35,3	18,8	32,1	23,8	30,9	17,4
48	4,8	19,8	8,1	19,0	2,8	18,4	5,2	18,1
49	9,5	22,3	23,7	44,9	8,4	21,6	20,5	39,8
50	53,6	23,3	25,8	35,6	59,8	18,9	17,3	32,1
51	10,1	31,0	35,6	12,3	7,1	18,9	31,6	8,5
52	16,8	22,9	27,1	29,2	17,0	13,6	19,4	25,2
53	7,3	18,3	22,0	23,3	4,2	10,5	13,1	17,1
54	27,8	39,7	41,3	20,4	10,6	35,7	34,7	21,5
55	24,4	11,6	17,8	24,2	24,6	10,9	13,5	27,2
56	11,5	14,1	17,9	36,6	8,2	7,6	13,7	39,5
57	8,2	16,0	23,7	44,2	6,2	11,4	18,2	26,6
58	24,6	28,9	30,0	18,5	20,5	10,3	18,6	24,0
59	40,0	26,3	23,8	52,7	23,1	12,9	11,0	50,5
60	28,2	34,2	37,2	40,8	21,6	24,8	30,2	38,4
61	23,6	27,2	20,6	36,9	28,6	15,2	15,1	41,0
62	27,2	25,2	37,7	42,7	30,7	15,0	31,8	27,7
63	11,0	14,2	16,3	34,6	8,3	9,4	8,3	23,7
64	13,5	23,5	23,1	39,6	12,2	13,0	15,0	39,8
65	27,3	18,3	17,3	40,0	28,6	8,8	11,1	39,7
66	19,0	30,7	54,3	50,3	12,0	22,6	41,0	45,4

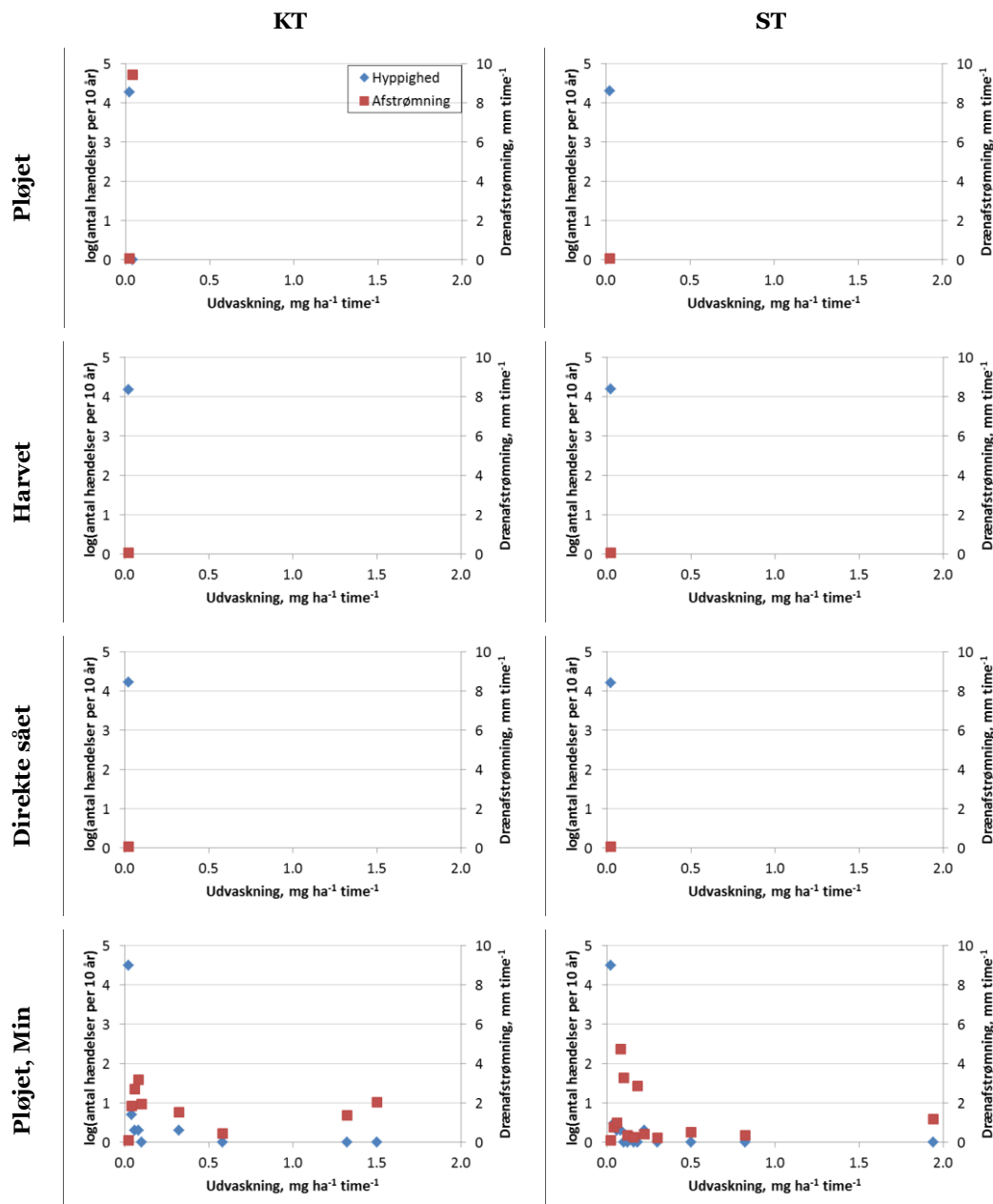
TABEL C2. TOTAL SIMULERET PESTICIDUDVASKNING TIL DRÆN (G HA<sup>-1</sup> (10 ÅR)<sup>-1</sup>) FOR NR. 67-99 I RÆKKEN AF SIMULEREDE 10-ÅRS PERIODER. UDVASKNINGEN AF DE 27 PESTICIDER ER ADDERET INDEN FOR HVER 10-ÅRS PERIODE OG FOR HVERT AF DE 8 SCENARIER.

Jord Simule- ring nr.	KT				ST			
	Pløjet	Harvet	Dir, sået	Pløjet, Min	Pløjet	Harvet	Dir, sået	Pløjet, Min
67	8,2	12,6	13,6	26,0	5,8	7,1	7,8	23,9
68	25,1	9,7	12,1	33,7	26,6	7,0	8,4	28,4
69	39,8	31,5	40,2	39,8	76,4	31,4	36,9	33,9
70	16,2	22,3	33,1	42,8	15,2	13,6	27,1	36,2
71	22,6	15,9	23,4	30,6	21,4	8,8	12,4	29,8
72	11,4	7,6	9,0	24,8	11,8	3,1	3,8	21,7
73	32,5	19,0	26,7	47,2	34,2	11,9	19,5	38,6
74	32,8	37,7	28,6	26,9	34,7	28,2	25,1	25,1
75	23,2	29,5	31,3	39,4	20,6	12,6	14,9	18,7
76	9,8	25,9	31,7	24,3	9,6	14,8	25,9	17,2
77	24,8	18,5	24,5	29,0	23,6	11,6	11,1	27,7
78	24,2	46,3	47,4	37,6	19,8	40,5	31,8	32,4
79	44,8	27,6	33,6	27,9	59,3	20,9	19,5	24,8
80	23,3	24,9	35,9	32,0	17,8	13,8	25,2	30,2
81	40,9	42,8	41,7	40,0	36,5	28,3	31,4	35,1
82	21,2	41,0	32,1	27,6	15,0	26,0	21,0	26,0
83	25,9	13,5	16,3	27,2	23,9	7,6	7,1	23,8
84	32,8	38,9	33,3	40,3	31,0	19,0	22,8	39,3
85	17,4	20,6	18,4	36,0	4,8	15,7	13,1	31,2
86	12,1	17,9	21,8	39,3	17,7	15,8	19,5	18,4
87	12,5	23,2	20,5	37,1	10,4	13,1	15,4	29,1
88	39,6	42,9	46,5	50,4	40,1	35,8	32,4	48,9
89	57,8	12,0	13,5	28,9	42,2	8,8	7,4	24,8
90	25,3	25,7	44,6	36,6	18,1	32,1	33,2	29,0
91	45,0	27,0	38,2	53,0	47,7	20,8	23,1	37,8
92	20,7	20,9	24,3	27,0	20,7	9,3	12,1	21,8
93	18,1	15,9	18,4	20,3	17,6	8,9	13,0	16,4
94	47,1	24,2	28,2	39,0	60,5	19,7	20,7	31,4
95	6,9	13,4	17,9	36,8	6,6	6,4	10,6	31,9
96	29,9	20,9	25,2	33,9	27,3	12,8	16,4	31,6
97	14,0	16,0	18,9	42,7	9,8	10,2	12,9	28,9
98	37,8	24,2	21,3	36,1	27,8	12,0	11,2	31,6
99	27,4	27,3	25,9	27,5	24,3	20,9	24,5	26,0

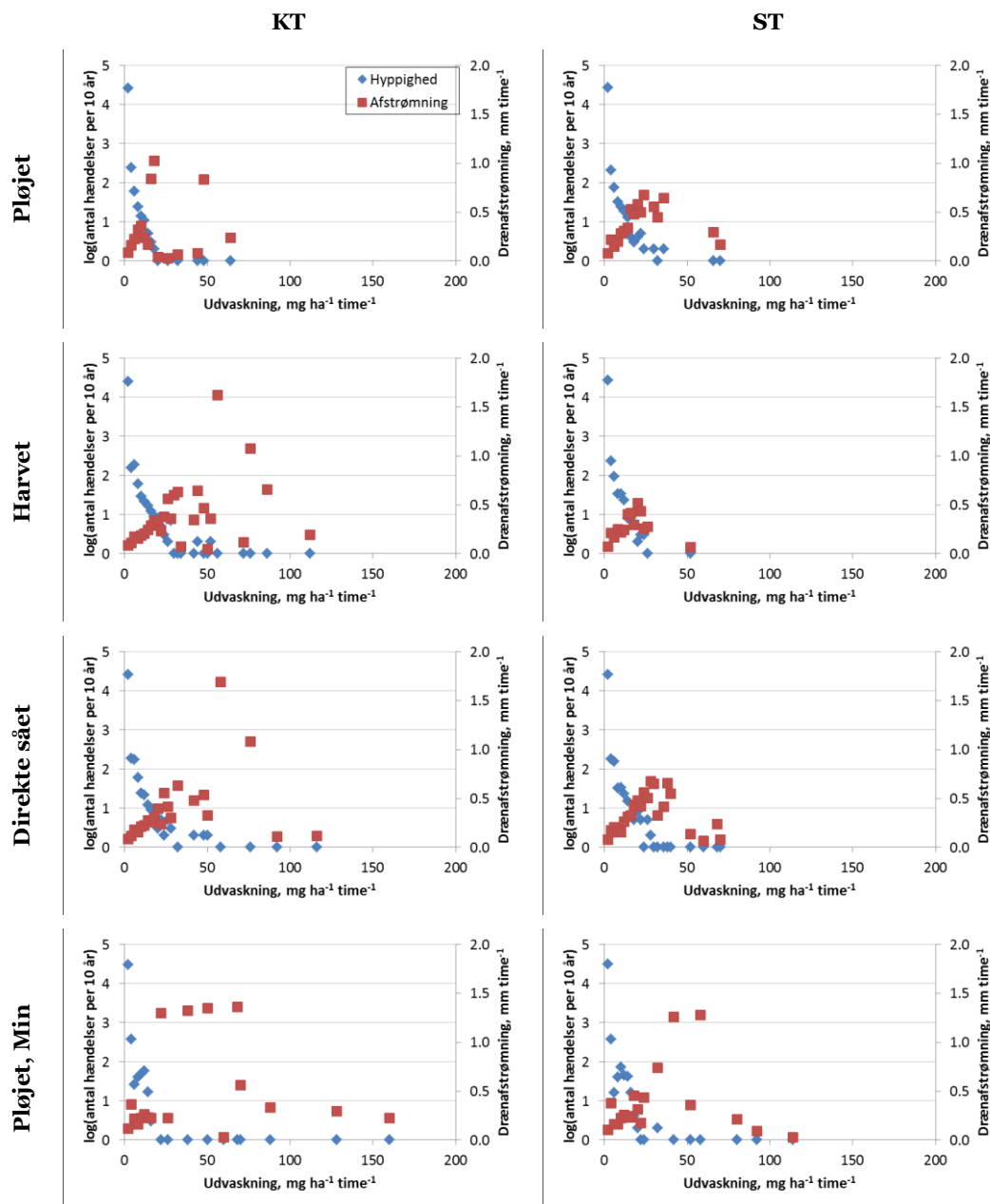
**Appendix D. Hyppighed af høje timeværdier for udvaskning af Metrafenon, Metsulfuronmethyl og Propyzamid**



FIGUR D1. HYPPIGHED (ANGIVET PÅ VENSTRE ORDINATAKSE) AF FORSKELLIGE UDVASKNINGS-HÆNDELSE FOR METRAFENON (SPECIFICERET PÅ ABSCISSEN SOM MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) MED TILHØRENDE GENNEMSNITLIG DRÆNAFTSTRØMNING (AFLÆSES PÅ HØJRE ORDINATAKSE). DET SAMLEDE UDFALDSRUM (MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) ER OPDELT I 100 LIGE STORE INTERVALLER. NÅR DER IKKE FOREKOMMER UDVASKNING AF EN STØRRELSE, SOM PASSER I ET INTERVAL, ER LOG(ANTAL HÆNDELSE PER 10 ÅR) IKKE DEFINERET, OG DEN TILHØRENDE DRÆNAFTSTRØMNING (= 0) ER IKKE VIST. DATA FOR 10-ÅRSPERIODEN MED STØRST SAMLET UDVASKNING (SIMULERING NR. 32, JF. TABEL 4 13)



FIGUR D2. HYPPIGHED (ANGIVET PÅ VENSTRE ORDINATAKSE) AF FORSKELLIGE UDVASKNINGS-HÆNDELSER FOR METSULFURONMETHYL (SPECIFICERET PÅ ABCISSEN SOM  $\text{MG HA}^{-1} \text{ TIME}^{-1}$ ) MED TILHØRENDE GENNEMSNITLIG DRÆNAFTSTRØMNING (AFLÆSES PÅ HØJRE ORDINATAKSE). DET SAMLEDE UDFALDSRUM ( $\text{MG HA}^{-1} \text{ TIME}^{-1}$ ) ER OPDELT I 100 LIGE STORE INTERVALLER. NÅR DER IKKE FOREKOMMER UDVASKNING AF EN STØRRELSE, SOM PASSER I ET INTERVAL, ER LOG(ANTAL HÆNDELSER PER 10 ÅR) IKKE DEFINERET, OG DEN TILHØRENDE DRÆNAFTSTRØMNING (= 0) ER IKKE VIST. DATA FOR 10-ÅRSPERIODEN MED STØRST SAMLET UDVASKNING (SIMULERING NR. 32, JF. TABEL 4 13)



FIGUR D3. HYPPIGHED (ANGIVET PÅ VENSTRE ORDINATAKSE) AF FORSKELLIGE UDVASKNINGS-HÆNDELSE FOR PROPYZAMID (SPECIFICERET PÅ ABSCISSEN SOM MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) MED TILHØRENDE GENNEMSITLIG DRÆNAFTSTRØMNING (AFLÆSES PÅ HØJRE ORDINATAKSE). DET SAMLEDE UDFALDSRUM (MG HA<sup>-1</sup> TIME<sup>-1</sup>) ER OPDELT I 100 LIGE STORE INTERVALLER. NÅR DER IKKE FOREKOMMER UDVASKNING AF EN STØRRELSE, SOM PASSER I ET INTERVAL, ER LOG(ANTAL HÆNDELSE PER 10 ÅR) IKKE DEFINERET, OG DEN TILHØRENDE DRÆNAFTSTRØMNING (= 0) ER IKKE VIST. DATA FOR 10-ÅRSPERIODEN MED STØRST SAMLET UDVASKNING (SIMULERING NR. 32, JF. TABEL 4 13)

### **Jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskning til markdræn**

Pesticider, som udbringes på marker, kan udvaskes til markdræn. Fra markdræn kan pesticiderne transporteres videre til overfladevand i søer og åer. Rapporten undersøger, hvordan forskellige måder at bearbejde landbrugsjord påvirker udvaskningen af pesticider til dræn. Der blev undersøgt udvaskning fra marker med traditionel jordbearbejdning som pløjning og harvning og fra marker, hvor man kun bearbejder jorden i begrænset omfang. Jordbearbejdning påvirker jordens egenskaber, og for nogle pesticider er udvaskningen større fra marker, der pløjes. For andre pesticider er der størst udvaskning fra marker med reduceret jordbearbejdning. Der kunne således ikke gives et entydigt svar på, om traditionel eller reduceret jordbearbejdning er det bedste i forhold til at beskytte miljøet mod udvaskning. En klar konklusion fra projektet er, at det frarådes at bearbejde jorden, når den er våd, da det vil føre til at jorden komprimeres i spor, og det vil føre til øget udvaskning gennem makroporer.

Modelberegninger udført i projektet viser, at det er under ekstreme regnvejrshændelser, at den største udvaskning sker. Derfor er det vigtigt at ekstreme vejrhændelser indgår i modellerne. Det anbefales derfor at anvende vejrdato fra flere år i modellerne, så så det sikres, at disse hændelser inddrages. Modelberegningerne viser også, at bindingen af pesticider i jord bør beskrives som en tidsafhængig proces for at få de mest realistiske resultater.



Miljøstyrelsen  
Strandgade 29  
1401 København K

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)