

# Dybe bioporers forekomst og betydning for pesticidudvaskning i moræneler

BEKF nr. 171 Februar 2017

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion: Peter R. Jørgensen Paul H. Krogh Søren Hansen Carsten T. Petersen Marie Habekost-Nielsen Signe B. Rasmussen Kirsten Heinrichson Niels H. Spliid

#### ISBN: 978-87-93529-71-7

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling. 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

Forord5								
Kon	klus	ion og s	ammenfatning6					
Sun	ımar	y and c	onclusions10					
Pers	spekt	tivering						
1. Indledning								
	1.1	Baggrui	nd og nuværende vidensgrundlag17					
	1.2	Formål						
2.	Mat	erialer	og metoder22					
	2.1	Projekts	strategi					
		2.1.1	Pesticidinfiltrationsforsøg					
		2.1.2	Makroporer og ormepopulation 22					
		2.1.3	Dybe bioporer					
		2.1.4	Modellering 23					
	2.2	Forsøgs	felt					
		2.2.1	Etablering og oversigt					
		2.2.2	Boringer og udgravninger 24					
	2.3	Hydrologiske målinger						
		2.3.1	Klima					
		2.3.2	Grundvand					
	2.4	Geologi	ske målinger og kortlægning 28					
		2.4.1	Textur, geokemi og jordkonsolidering 28					
		2.4.2	Stratigrafi, bioporer og sprækker 30					
	2.5	Underse	øgelser af regnorme					
		2.5.1	Populationsundersøgelse					
		2.5.2	AITC forsøg					
		2.5.3	Barcoding					
		2.5.4	Isotopanalyser					
	2.6	Røgfors	øg til sporing af vertikalt forbundne makroporer31					
	2.7	Bromid	- og farvetracerforsøg					
		2.7.1	Infiltrationsfelter					
		2.7.2	Infiltration og monitering					
		2.7.3	Bromidanalyser					
	2.8	Pesticid	markforsøg 34					
		2.8.1	Sprøjtehistorie, dyrkning og jordbehandling					
		2.8.2	Sprøjtning i forsøg					
		2.8.3	Pesticidmonitering og prøvetagning					
		2.8.4	Pesticidanalyser					
	2.9	Modelle	40					
		2.9.1	Modelbeskrivelse					
		2.9.2	Opsætning og kalibrering41					
		2.9.3	Scenarier					
3.	Res	ultater						
	3.1	Geologi						

3.1.2       Sprækker og bioporer.       56         3.1.3       Bioporer       58         3.1.4       Biologisk genbrug af makroporer       63         3.1.5       Bioporer og pseudogleypræg       63         3.1.6       Bioporer og pseudogleypræg       66         3.2.1       Artssammensætning       66         3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       66         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       87         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.1       Strømning       96         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112 </th <th></th> <th></th> <th>3.1.1</th> <th>Morænestratigrafi</th> <th></th>			3.1.1	Morænestratigrafi				
3.1.3       Bioporer       56         3.1.4       Biologisk genbrug af makroporer       63         3.1.5       Bioporer og pseudogleypræg       66         3.2.1       Artssammensætning       68         3.2.1       Artssammensætning       68         3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       66         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       66         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       66         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       70         3.3.4       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.3       Rørgasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Hesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       86         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.1       Strømning       96			3.1.2	Sprækker og bioporer				
3.1.4       Biologisk genbrug af makroporer       63         3.1.5       Bioporer og pseudogleypræg       65         3.2       Regnorme       66         3.2.1       Artssammensætning       68         3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       66         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.5       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       86         3.5.1       Strømning       96         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og erundvandsmonitering       126         4.3 </td <td></td> <td></td> <td>3.1.3</td> <td>Bioporer</td> <td></td>			3.1.3	Bioporer				
3.1.5       Bioporer og pseudogleypræg       66         3.2       Regnorme       68         3.2.1       Artssammensætning       68         3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       86         3.5.1       Strømning       96         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       107         3.5.4       Scenarier       112         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       126 <t< td=""><td></td><td></td><td>3.1.4</td><td>Biologisk genbrug af makroporer</td><td>63</td></t<>			3.1.4	Biologisk genbrug af makroporer	63			
3.2       Regnorme       68         3.2.1       Artssammensætning       68         3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.5.1       Strømning       96         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127 <t< td=""><td></td><td></td><td>3.1.5</td><td>Bioporer og pseudogleypræg</td><td></td></t<>			3.1.5	Bioporer og pseudogleypræg				
3.2.1       Artssammensætning       68         3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       66         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       66         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112 <b>4.</b> Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126		3.2	Regnor	me	68			
3.2.2       Populationsudvikling       68         3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.4       Stominforsøg       107         3.5.3       Pesticidforsøg       107         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellerin			3.2.1	Artssammensætning	68			
3.2.3       Graveadfærd og vertikal udbredelse       69         3.2.4       Fødebiologi       69         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       86         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.4       Modellering       98         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       129         Bilag 1: Markdræn       136       136			3.2.2	Populationsudvikling	68			
3.2.4       Fødebiologi       69         3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       103         3.5.3       Pesticidforsøg       107         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       129         Bilag       12       136       136         Bilag 1: Markd			3.2.3	Graveadfærd og vertikal udbredelse	69			
3.3       Kortlægning af strømningsveje       70         3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.4       Modellering       98         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       129         Bilag       1:       Markdræn       136         Bilag 2:       Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3:       Notat vedr. renpumpning fra følg			3.2.4	Fødebiologi	69			
3.3.1       Røggasforsøg fra mark til markdræn       70         3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer       73         3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg       74         3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       85         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5.4       Modellering       98         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       136         Bilag 1: Markdræn       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147		3.3	Kortlæg	ning af strømningsveje				
3.3.2       Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer			3.3.1	Røggasforsøg fra mark til markdræn				
3.3.3       Farvetracer- og bromidforsøg.       74         3.4       Pesticidmarkforsøg			3.3.2	Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer	73			
3.4       Pesticidmarkforsøg       87         3.4.1       Hydrologi og klima       87         3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5       Modellering       98         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       103         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       129         Bilag       136       136         Bilag 1:       Markdræn       136         Bilag 2:       Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3:       Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4:       Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5:       Scenarieberegninger       157			3.3.3	Farvetracer- og bromidforsøg				
3.4.1       Hydrologi og klima		3.4	Pesticid	lmarkforsøg				
3.4.2       Pesticidforsøg       89         3.4.3       Betydning af renpumpning       96         3.5       Modellering       98         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       107         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       129         Bilag       1: Markdræn       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5: Scenarieberegninger       147			3.4.1	Hydrologi og klima				
3.4.3       Betydning af renpumpning			3.4.2	Pesticidforsøg				
3.5       Modellering       98         3.5.1       Strømning       98         3.5.2       Bromidforsøg       103         3.5.3       Pesticidforsøg       107         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129       129         Bilag       135       136         Bilag 1: Markdræn       136       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5: Scenarieberegninger       153			3.4.3	Betydning af renpumpning				
3.5.1       Strømning		3.5	Modelle	ering				
3.5.2       Bromidforsøg			3.5.1	Strømning				
3.5.3       Pesticidforsøg       107         3.5.4       Scenarier       112         4.       Diskussion       121         4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129         Bilag       135       136         Bilag 1: Markdræn       136       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137       138         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147       147       147         Bilag 5: Scenarieberegninger       153			3.5.2	Bromidforsøg	103			
3.5.4       Scenarier			3.5.3	Pesticidforsøg				
4. Diskussion       121         4.1 Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko       121         4.2 Dybe bioporer og grundvandsmonitering       126         4.3 Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129         Bilag       135         Bilag 1: Markdræn       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5: Scenarieberegninger       153			3.5.4	Scenarier				
4.1       Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko	4.	Disl	kussion					
4.2       Dybe bioporer og grundvandsmonitering.       126         4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127 <b>Referencer</b> 129 <b>Bilag</b> 135         Bilag 1: Markdræn       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5: Scenarieberegninger.       153	-	4.1	Dybe bi	oporer og pesticidudvaskningsrisiko				
4.3       Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer       127         Referencer       129         Bilag       135         Bilag 1: Markdræn       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5: Scenarieberegninger       153		4.2	Dybe bi	oporer og grundvandsmonitering	126			
Referencer       129         Bilag       135         Bilag 1: Markdræn       136         Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer       137         Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013       138         Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser       147         Bilag 5: Scenarieberegninger       153		4.3	Modelle	ering af pesticidudvaskning i dybe bioporer				
Bilag	Ref	eren	cer		129			
Bilag 1: Markdræn	Rile	λσ			195			
Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer	DIR	Bilas	g 1: Mark	.dræn				
Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013		Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer						
Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser		Bilas	g 3: Nota	t vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013				
Bilag 5: Scenarieberegninger		Bilas	g 4: Pesti	cid- og bromidanalyser				
		Bilag	g 5: Scen	arieberegninger				

### Forord

Denne rapport omhandler undersøgelser, som er gennemført i perioden 2011 – 2014 af firmaet PJ-Bluetech ApS i samarbejde med Københavns Universitet, Institut for Plante- og Miljøvidenskab og Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, og Institut for Agroøkologi.

Projektet er finansieret med midler fra Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddelprogram (MST j.nr. 667-00106).

Projektet er udført af geolog Peter R. Jørgensen (projektleder, PJ-Bluetech ApS), professor Søren Hansen, lektor Carsten T. Pedersen, Videnskabelig medarbejder Per Abrahamsen og postdoc Marie Habekost Nielsen, postdoc Signe Bonde Rasmussen (Institut for Plantevidenskab og Miljø, Københavns Universitet,), seniorforsker Niels Henrik Spliid, laborant Kirsten Heinrichson(Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet) og seniorforsker Paul Henning Krogh (Institut for Bioscience, Aarhus universitet).

Projektet er blevet fulgt af en følgegruppe med deltagerne:

- Cand scient. Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen (formand 2011- 2014)
- PhD Henrik F. Brødsgaard, Miljøstyrelsen, (formand.2015)
- PhD Anne Louise Gimsing, Miljøstyrelsen
- Lektor Bjarne W. Strobel, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet
- Cand. Scient. Rasmus Søgaard, Miljøstyrelsen
- Marian Damsgaard Thorsted, Landbrug og Fødevarer, SEGES
- Professor Merete Styczen, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet
- Miljøchef Hans Roust Thysen, Videncentret for Landbrug
- Afdelingsleder Niels Lindemark, Dansk Planteværn
- Seniorrådgiver Peter Wiberg-Larsen, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
- Lektor Dean Jacobsen, Biologisk Institut, Københavns Universitet
- Seniorrådgiver Walter Brüsch, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS
- Seniorforsker Vibeke Ernstsen, De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS
- Professor Jes Vollertsen, Institut for Byggeri og Anlæg, Aalborg Universitet
- Lektor Carsten T. Petersen, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet
- Diana Stephansen, Institut for Byggeri og Anlæg, Aalborg Universitet
- Professor Poul L. Bjerg, Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet
- Professor Hans Christian Brun Hansen, Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet

Projektgruppen retter tak til Anne Louise Gimsing (Miljøstyrelsen), Bjarne W. Strobel og Merete Styczen (Institut for Plante- og Miljøvidenskab, Københavns Universitet), samt Vibeke Ernstsen og Walter Brüsch (De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS) for kommentering og værdifulde forslag til forbedring af rapportmanuskriptet. Endvidere takkes Peter Hartvig (Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet) for at have stillet MCPP til rådighed som modelstof.

# Konklusion og sammenfatning

Undersøgelsens hovedresultater er:

• Der er påvist forekomst af talrige dybe bioporer ned til 5-6 m under terræn med direkte hydraulisk kontakt til jordoverfladen. Som pesticidudvaskningsveje vurderes bioporene i undersøgelsen at repræsentere worst-case lignende makroporer. De dybe bioporer stammer fra rødder, sandsynligvis efter forhistorisk træbevoksning. Forekomst af lignende dybe rodkanaler og rødder er fundet i en række tidligere undersøgelser. Dette tyder på, at dybe rodkanaler kan være generelt udbredte i morænelandskaber, lokalt muligvis ned til 8-10 meters dybde. Undersøgelsen underbygger endvidere tidligere resultater (Figur 1, s.19) der indikerer, at dybe sprækker uden strømningskanaler efter rødder har markant mindre betydning, som hurtige pesticidudvaskningsveje (pga. små sprækkeaperturer) end det normalt antages.



KONCEPTUELT UDSNIT AF FORSØGSFELT MED OBSERVEREDE DYBE BIOPORER OG HORISONTALE MONITERINGSBORINGER I 3,5 MU.T.

• På trods af 1: forekomst af worst-case lignende dybe makroporer, 2: anvendt forceret grundvandsinfiltration og 3: pesticidsprøjtning om vinteren (hvor den naturlige pesticidnedbrydning er minimal) er der gennem 1½ års forsøgsperiode med 2 vintersæsoner ikke målt udvaskning af glyphosat (roundup), AMPA (roundup nedbrydningsprodukt) og pendimethalin (stomp) til større dybde end 2 mu.t. Dette tyder på, at der er lav sandsynlighed for, at disse stoffer udvaskes (ved opløst eller partikulær transport) gennem makroporer i moræneler til det dybere grundvand ved den anvendte dyrkning. Derimod er der påvist udvaskningsrisiko for disse stoffer til det øvre grundvand og dermed også til overfladevand via markdræn.

- Der er observeret uventet langsom nedbrydning af bentazon (basagran) i de øverste jordlag ved jordtemperaturer svarende til forhold i april måned, hvor stoffet anvendes i dyrkning. Herved kan bentazon være mere udvaskningstruet end vurderet ud fra de godkendte egenskaber for stoffet.
- Ved høj grundvandsstand kan forpumpning af moniteringsboringer forårsage mobilisering af (mobile) pesticider fra de øverste jordhorisonter til boringerne gennem de dybe bioporer. Mobilisering ved forpumpning kan derved i denne situation være en fejlkilde ved pesticidmonitering i moræneler.
- Ved etablering af moniteringsboringer i moræneler er der risiko for tillukning af makroporer i borehulsvæggen, hvorved der kan opstå moniteringsfejl. Som del af undersøgelsen er der udviklet en boremetode til horisontale moniteringsboringer, som forhindrer tillukning af makroporer.

Undersøgelsen dækker et landskabsmæssigt højt beliggende markareal på omkring 900 m², som i forsøgsperioden har været dyrket ved reduceret jordbehandling (pløjefri dyrkning). Morænen på arealet er repræsentativ for sandet moræneler. Mht. makroporeforekomst er morænen en variant af tidligere undersøgte morænelokaliteter med tendens til dominans af dybe solitære bioporer fremfor markant udviklede sprækker. Opmåling på afgravede horisontale flader viser dog, at bioporerne til en vis grad følger sprækker, der blot ikke er umiddelbart synlige pga. manglende kemiske sprækkeudfældninger. Dette skyldes formentlig, at sprækkerne ikke har været strømnmingsaktive, men alene har dannet brud- og svaghedszoner for rodnedtrængningen. Undersøgelsens bioporer har høj hydraulisk ledningsevne i hele deres vertikale udstrækning og vurderes at repræsentere worst-case lignende makroporer mht. risiko for pesticidudvaskning. Dette kan muligvis relateres til undersøgelseslokalitetens høje beliggenhed i landskabet, som kan have fremmet intensiv rodudvikling i dybden pga. dybt grundvandsspejl og udtørring i sommersæsonen.

Bioporerne er vertikalt opdelt i to etager. Den øverste etage består af aktuelt benyttede store regnorme- og rodgange ned til omkring hhv. 2 og 3 mu.t. Herunder findes et system af forladte rodkanaler, der når 1,5 -2 m ned i reduceret zone (til omkring 5-6 mu.t.). De udførte tracerforsøg og feltundersøgelser viser, at der er direkte vertikal hydraulisk forbindelse gennem hele bioporesystemet fra jordoverfladen til bunden af de forladte bioporer. Forbindelsen opretholdes ved at regnorme samt aktuel rodvækst fra landbrugsafgrøderne i udstrakt grad genbruger og forbinder de i forvejen eksisterende bioporer ned til omkring 3 mu.t., hvorved tilstopning af bioporesystemet oppefra forhindres. De dybtgravende anekiske regnorme Stor regnorm (*L. terrestris*) og Lang orm (*A. longa*) er afgørende for, at der skabes direkte kontakt og hydraulisk forbindelse fra jordoverfladen gennem pløjelaget til det dybe bioporesystem. Ved omlægning fra jordbehandling med pløjning til reduceret jordbehandling i starten af undersøgelsesperioden skete der en tidobling af Stor regnorms antal og biomasse og en fordobling for Lang orm. Samtidig skete der en stigning i antallet af ormegange med direkte kontakt fra jordoverfladen til markdræn fra ingen i 2011 til 3-4 ormegange pr. m markdræn i 2013. Regnormebestanden har dermed afgørende betydning for, at udvaskning via makroporer kan ske direkte fra jordoverfladen.

Der har ikke kunne påvises en sikker oprindelse af de dybe forladte bioporer (> 3 mu.t.), men de vurderes at repræsentere relikte rodgange sandsynligvis fra træer. Dette bygges på kanalernes dybde, størrelse, tæthed samt en markant akkumulation af udfældede Fe/Mn-oxider i kanalvæggene. Sidstnævnte antyder sammen med et manglende indhold af synlige organiske rester en gammel oprindelse, muligvis fra forhistorisk skov.

Ligesom i tidligere udførte undersøgelser ved Havdrup, Skælskør, Hinnerup og Flakkebjerg, er der ikke observeret væsentlig præferential strømning i dybe tektoniske sprækker, medmindre disse indeholder strømningsaktive rodkanaler. Hvis dette mønster er generelt udbredt i moræneler, er det alene den historiske maksimale roddybde, der definerer den maximale dybde af hurtig udvaskning af pesticider gennem sprækker i moræneler. Dette sætter fokus på dybe bioporers udbredelse og hydrauliske egenskaber i relation til det historiske landskab (træbevoksning og hydrologi), underliggende geologi og den nuværende arealanvendelse til landbrug.

Pesticidudvaskningen i de dybe bioporer blev undersøgt ved monitering i horisontale moniteringsboringer efter sprøjtning af forsøgsfeltet med pesticiderne bentazon, MCPA (mobile), propyzamid, axozystrobin (lidt mobile), pendimethalin, glyphosat og AMPA (ikke mobile). Under forsøget blev feltet dyrket med afgrøderne vårbyg (1.sprøjtning) og olieræddike (2. sprøjtning). Efter indførelsen af reduceret jordbehandling ved forsøgenes start, blev der som nævnt målt et stigende antal strømningsaktive bioporer med direkte forbindelse til markoverfladen. De 2 pesticidprøjtninger blev udført i perioden med det højeste antal bioporer. For at undersøge de dybe biopores fulde udvaskningspotentiale, blev den overvejende del af forsøget udført under forceret grundvandsinfiltration (skabt ved forpumpning af moniteringsboringerne) og der blev sprøjtet om vinteren udenfor normale eller godkendte anvendelsestidspunkter for pesticiderne. Begge dele øger udvaskningsrisikoen, hvorved den målte udvaskning under disse forhold ikke beskriver pesticidudvaskningen ved regelret landbrugsdrift. Herudover er pesticidudvaskningen målt ved naturlig infiltration og sprøjtning i forbindelse med kraftig efterårsnedbør.

Forsøgsfeltet blev sprøjtet med pesticider i februar 2013 og det efterfølgende efterår i begyndelsen af november. Efter 1. pesticidsprøjtning blev der målt udvaskning af alle de anvendte pesticider (bentazon, MCPA (mobile), propyzamid, axozystrobin (lidt mobile), pendimethalin, glyphosat og AMPA (ikke mobile) i løbet af få dage eller uger til moniteringsboringer i 1 mu.t. og 2 mu.t. i koncentrationer fra 0,01-16µg/L. Denne udvaskning svarer til den maksimale dybde af opmålte store orme- og rodgange (diam. >4 mm). Den målte udvaskning tilskrives i væsentlig grad den forcerede vertikale infiltration på grund af forpumpningen og sprøjtningen om vinteren, hvor sidstnævnte har hæmmet eller forhindret nedbrydning af pesticiderne samt forårsaget nedsivning i forbindelse med frost/tø. Under disse betingelser er der sket fortsat hurtig udvaskning af bentazon, MCPA og propyzamid til 3,5 mu.t., mens der er sket en markant opbremsning af udvaskningen af glyphosat, AMPA og pendimethalin ved moniteringsboringerne i 2 mu.t. Disse pesticider er således ikke udvasket til de dybeste boringer i 3,5 mu.t., på trods af den anvendte forcerede infiltration og sprøjtning om vinteren.

Efter 2. sprøjtning, der skete i forbindelse med kraftig efterårsnedbør, er der ved naturlig infiltration målt udvaskning til drændybde (1 mu.t) af bentazon (5-16 µg/L), MCPP (0,2µg/L) propyzamid (0,13µg/L) og glyphosat (0,1µg/L). Herudover er bentazon (4,5-15 µg/L) og MCPP (0,02 µg/L) udvasket videre til de dybe boringer i 3,5 mu.t. Denne udvaskning er sket i løbet af få dage og viser de dybe bioporeres store effekt som hurtige pesticidtransportveje. Det skal bemærkes, at stofferne bentazon, MCPA og MCPP (MCPP nu udfaset) anvendes i forår og tidlig sommer, mens der er stort vandoptag fra planter, hvorved den målte udvaskning af disse stoffer ved sprøjtning i efteråret ikke kan regnes som fuldt repræsentativ for udvaskningen ved regelret anvendelse. Sprøjtetidspunktet ligger dog tæt på en efterårsanvendelse af glyphosat. Der er her målt udvaskning af glyphosat til 1 mu.t. og AMPA til 2 mu.t. Dette indikerer, at der er risiko for udvaskning af glyphosat og AMPA ned til drændybde i forbindelse med kraftige nedbørshændelser. Mht. til dybere udvaskning er der hverken efter 1. eller 2. sprøjtning målt udvaskning til 3,5 mu.t. af glyphosat, AMPA eller pendimethalin. Disse ikke-mobile pesticider synes dermed ikke at udgøre en grundvandsrisiko i det tidsperspektiv, der er undersøgt i denne undersøgelse.

Ved udgravning af pesticidforsøgsfeltet 10 måneder efter sidste pesticidsprøjtning blev der fundet residualt indhold af udvasket AMPA, pendimethalin, propyzamid og azoystrobin i væggene på de store orme- og rodgange ned til cirka 2 mu.t., hvor disse bioporer ender. Af de mobile pesticider blev der fundet residualt indhold af udvasket bentazon ned til reduceret moræneler i 4,3 mu.t i både bioporevægge og tilgrænsende lermatrix, mens der kun blev målt residualt indhold af MCPA i de øverste 5 cm af jordsøjlen. De målte fordelinger af pesticiderne i jordprofilet understøtter, at pesticidudvaskningen er sket gennem de dybe bioporer, som et vertikalt sammenhængende strømningssystem samt, at nedbrydningen af bentazon har været meget mindre end nedbrydningen af MCPA og MCPP, for hvilke der opgives næsten identiske egenskaber mht. mobilitet og nedbrydningshastighed.

Pesticidudvaskningsforsøgene viser sammenfattende, at der er et stort udvaskningspotentiale i de dybe bioporer. Dette vil i forbindelse med stigende hyppighed af ekstremnedbørshændelser kunne forskubbe den nuværende udvaskningsrisiko i negativ retning. Endvidere er der observeret manglende nedbrydning af bentazon i de øverste jordlag ved jordtemperaturer der svarer til april måned, hvor stoffet anvendes. Dette betyder, at bentazon ved regelret anvendelse kan være mere udvaskningstruet end vurderet ud fra kendte halveringstider for nedbrydning af stoffet.

I projektets afsluttende del, er foretaget vurdering af de dybe bioporers betydning for pesticidudvaskning ved regelret landbrugsdrift ved hjælp af scenarieberegninger med beregningsmodellen Daisy. Daisy kunne kalibreres til at simulerer bromidudvaskningsforsøgene rimeligt nøjagtigt, mens unøjagtigheden af simuleringerne af pesticidforøget var væsentlig større og havde betydelige afvigelser fra observationerne i feltforsøget. Forskellen afspejler formentlig at pesticidudvaskningen er kontrolleret af en mere kompleks sammensætning af stofegenskaber og mikrobiologiske forhold (end den simple konservative bromidtracer), hvilket de anvendte tabeldata til modelleringen ikke dækker tilstrækkeligt repræsentativt, i det mindste for konkrete tilfælde. Simuleringerne af pesticidfeltforsøget indikerer dermed, at risikomodelleringer af pesticidudvaskning kan være behæftet med stor usikkerhed, selvom strømningssystemet er godt beskrevet og kalibreret i modellen og der anvendes testede stofparametre.

Scenariemodelleringerne har givet mulighed for at vurdere den variationsbredde og de nøgleparametre der knytter sig til relative situationer og størrelsen af udvaskningen. Her viser modelleringen, at udvaskningen er meget hændelsesafhængig mht. nedbørsdata således at klimadata, der dækker lange perioder er forudsætning for at kunne simulere rimeligt dækkende udvaskningsprofiler for stofferne.

Mht. dybe bioporer som pesticidtransportveje viser scenariemodelleringerne, at et overfladeforbundet netværk af store bioporer med direkte forbindelse og afstrømning til underliggende grundvandsregimer, kan have overordentlig stor betydning for pesticidudvaskning til grundvand. Omvendt vil der generelt være væsentlig mindre udvaskning, hvor dybe bioporer ender blindt i matrix, men samtidigt er der en afhængighed af hydraulisk ledningsevne af matrix. Fordeling mellem dyb transport i matrix og overfladeforbundne bioporer afhænger dermed også af matrixs hydrauliske egenskaber. Endeligt kan indlejrede sandlag have en dæmpende virkning på pesticidudvaskning til grundvand.

Det er tidligere vist (D'Astous et al. 1989), at tilstrømningen fra makroporer i moniteringsboringer i moræneler kan blokeres af glitning ("smearing") og kompaktion i boringsvæggene. I denne undersøgelse er der udviklet og anvendt moniteringsboringer, hvor glitning og kompaktering i borehulsvæggene er fjernet ved afskrælning (bilag 2). Udførte tracerforøg og opgravning af boringerne efter forsøgene viser, at boremetoden har forhindret blokering af tilstrømningen fra makroporer i moniteringsboringerne.

Feltforsøget og de udførte hydrauliske målinger indikerer slutteligt, at forpumpning af moniteringsboringer (i normalt anbefalet omfang) ved højt grundvandsspejl i morænen kan mobilisere pesticider fra de øverste jordhorsionter ned til boringerne via de dybe bioporer, hvorved forpumpning i denne situation kan være en fejlkilde ved pesticidmonitering.

## **Summary and conclusions**

The main results of the study are:

• Numerous biopores under arable land have been shown to occur to 5-6 m below ground level and directly connected to the ground surface. As pesticide leaching pathways the biopores represents worst-case order macropores, which probably originate from roots after former woodland, possibly prehistoric forest. This is corroborating with previous studies and suggests that similar root channels, penetrating from a few meters depth to about 8-10 meters depth, are generally occurring in clayey till landscapes.



### CONCEPTUAL SECTION OF EKSPERIMENTAL FIELD WITH OBSERVED DEEP BIOPORES AND HORIZONTAL MONITORING WELLS IN 3.5 M DEPTH.

• Despite the occurrence of (1) worst-case order macropores, (2) applied forced ground water infiltration, and (3) pesticide spraying in winter (when natural pesticide degradation is minimal), leaching of glyphosate (roundup), AMPA (roundup metabolite) and pendimethalin (stomp) were not occurring to greater depth than 2 m during the 1½-year pesticide infiltration experiment of the study, which have included two winter seasons. This suggests a general low probability that these

substances are leached (dissolved or particulate transport) through macroporers in clayey tills to deeper aquifers. However, there has been observed a general risk of leaching into shallow groundwater and thereby also surface water along tile drains.

• In the field experiment the pesticide bentazon (basagran) was behaving persistent against degradation in the topsoil at temperatures corresponding to April month where this pesticide is applied in agriculture. This suggests that bentazon is more threatened by leaching than expected from the approved properties of this pesticide in the pesticide registration.

• Bailing of monitoring wells before water sampling at high water table caused mobilization of (mobile) pesticides from the top soil down to the wells along deep biopores. This mobilization may thus cause errors in monitoring of pesticide leaching.

• There has been developed a method for drilling horizontal monitoring wells, which prevents closing of the macropores in the borehole wall, which is an ignored risk of the commonly used drilling methods.

The field site represents an area of approximately 900 m<sup>2</sup> of arable land, which was cultivated by conservation agriculture and located on a culmination in clayey till moraine landscape. We have identified biopores and fractures reaching from the ground surface to several meters depth into the underlying unoxidized clayey till at 5-6 m depth. Detailed mapping show that earth worm burrows and root channels forms solitary cylindrical biopores in the clayey matrix and channels along fractures in the till. Infiltration experiments with pesticides, conservative tracer (bromide) and dye tracer reveals that the biopores are hydraulically connected throughout the geological profile and forms rapid preferential flow paths, which have high potential as continuous pesticide leaching pathways from the ground surface into the chemically reduced gray clayey till of the site.

The till is a typical sandy clayey till. Visually the deep macropores represent solitary bioporer channels in the clayey matrix, rather than channels along visually pronounced fractures as observed in most pervious study sites. However, from the observed distribution of the biopores on excavated horizontal surfaces it was revealed that they to a degree follows weakness zones after fractures that are not immidiately visible due to lacking chemical staining, which indicates that these fractures have probably never been hydraulically conductive. Both types of bioporer occurrence have been described previously in Danish clayey till (e.g. Jørgensen et al. 2002, 2003, Jørgensen et al 2004b, c) and have been observed to alternate within the same agricultural field. The biopores in the current study are believed to represent a worst-case like macropore example with respect to pesticide transport potential due to high hydraulic conductivity and full connectivity throughout their total vertical length. This is apparently related to the topographical setting of the study site on a culmination in the landscape where low seasonally ground water table and dry soil conditions have favored intense root development at depth.

The biopore system is vertically divided into two apartments. The upper apartment consists of large earthworm burrows (4-10 mm in diameter) and root channels (12 mm to <1 mm), which are being used by the currently active biology down to about 1,5-2 m depth for the earth worm burrows and 3 m depth for the roots of the current agricultural crops. Below approximately 3 m depth the biopores represents abandoned root channels reaching into the reduced gray clay to about 5-6 mu.t. There has previously been described correspondingly abandoned deep root channels both as solitary structures in the matrix and as fracture channels from Havdrup (Jørgensen 1990, Jørgensen et al. 2002), Skælskør (Jørgensen et al. 2001), Hinnerup (Jørgensen et al. 2004c, d), Flakkebjerg (Butzbach 2007) and Gjorslev (Rosenbom et al. 2008). Other types of fracture channels or voids have also been described previously (e.g. Klint 2001 and Tsakiroglou et al. 2012); however, dye tracer experiments in this and the previous studies suggests that it is only root channels, which effectively forms hydraulically connective channels over longer flow distances.

The tracer experiments carried out show that there is full vertical connection from the ground surface through the entire system of biopores across the transition from the biopores occupied by

the current biology to the abandoned deep root channels. This connection is maintained by current biology, which is to a high degree re-using already existing biopores to approximately 3 m depth and thereby preventing clogging and collapse of the biopores in the biological active zone. The anecic earthworms *L. terrestris* and *A. Longa* plays an essential role by re-creating contact and hydraulic connectivity from the deep biopores through the top soil layer to the soil surface after soil tillage by plowing. The investigation show that after plowing was omitted at the beginning of the study in 2011, there was a tenfold increase in number and biomass of *L. terrestris* and doubling of *A. longa* in 2014. Gas flow experiments with smoke injected into tile drains revealed that this increase was coupled with an increase in vertically connected worm burrows with direct contact to the ground surface *versus* non at the beginning of the study to 3-4/meter measured over the drains.

The origin of the abandoned deep biopores below 3 m depth has not been identified, but we believe they originate from past vegetation on the study area, possibly from trees and therefore probably represent relic root channels. This is based on the observed channel depth, size, density, and significantly developed accumulation of Fe/Mn oxides precipitates along the channel walls combined with lack of visible organic residues, altogether suggesting an ancient origin likely from prehistoric forest.

In agreement with previously conducted studies of channeled flow in fractures in Havdrup, Skælskør, Hinnerup and Flakkebjerg, the current study indicate that rapid water flow in fractures (and related pesticide leaching) is predominantly due to the presence of deep root channels along the fractures. The studies show that from a few meters depth below the soil surface the fracture openings (hydraulic apertures in Figure 1, p.19) are by themselves very small unless they contain root channels, and deep fractures without root channels have limited or no significance as preferential flow paths of rapid pesticide leaching.

If this pattern is representative to clayey till in general, it has important implications for defining and identifying ground water risk of pesticide leaching. It will then be the maximum depth of root channels and not the occurrence or depths of fractures, which determines maximum pesticide leaching depth and risk due to macropore flow. This highlights the question about ground water vulnerability and the geographical distribution and hydraulic properties of deep biopores in relation to the (pre)historic landscape (distribution of early woodland and swampy areas prior to artificial draining) and the current land use for agriculture.

The relationship between the observed deep biopores and pesticide leaching potential was studied by a pesticide field experiments where 20 m long horizontal monitoring wells were established at 1m (2 wells), 2m (2 wells) and 3,5 m (5 wells) depth under the experimental field. During the experiment the field was grown with spring barley (1. pesticide spraying) and fodder radish (2. pesticide spraying) and the soil was cultivated by reduced tillage. The pesticide study reveals that due to the combined high hydraulic conductivity, vertical connective and small porosity of the deep biopores (< 1% of the total porosity) the pore water in the biopores would be replaced throughout their total length underneath the water table by bailing (15-25L/m intake) of the monitoring wells before water sampling. Consequently forced pesticide transport occurred from the top soil horizons into the monitoring wells during seasonal high water tables (<0,5 m depth in winter). In the study the monitoring wells were established with short horizontal spacing (2-4 m), which has further forced vertical flow in the experimental field. The study, however, suggests that this would occur even when using only recommended pre-pumping (GEUS 2012), which addresses a potential general problem to ground water sampling and monitoring in clayey till.

Under these conditions and pesticide spraying in winter (February) the experiment revealed that all of the applied pesticides (bentazon, MCPA (mobile), propyzamide, azoxystrobin (low mobile), pendimethalin, glyphosate and AMPA (immobile)) were transported into the monitoring wells at 1 m and 2 m depth in concentrations near or exceeding EU-drinking water standards (0,1 µg/L) after

a few weeks despite only very small precipitation had occurred. Additionally the mobile and medium mobile pesticides bentazon, MCPA, azoxystrobin and propyzamide were leached further into to the wells in 3,5 m depth. For the immobile pesticides glyphosate, AMPA and pendimethalin, there was observed a strong attenuation at 2 m depth and these pesticides were not transported from 2 and 3,5 m depth during the total experimental period of 1½ year despite the occurrence of worst-case like biopores, forced vertical flow and pesticide spraying in winter, and repeated pesticide spraying in late autumn. Hence, the experiments suggest that there is minimum risk for leaching of these pesticides to further depths than 2 m (maximum depth of the large earth worm burrows). The study, however, does not provide information of possible leaching beyond the relative short 1½ year period of the monitoring study.

By omitting bailing the monitoring wells prior to the first 2 water samplings after the second spraying (November 2013), measurements of leaching under natural infiltration in autumn was carried out after rain storm. The monitoring showed that glyphosat leaching occurred to 1 m depth and AMPA to 2 m depth. Under the same conditions, however, rapid and deep leaching was observed for MCPP and bentazon, into the wells in 3,5 m depth a few days after spraying. November, however, is beyond the period of normal use of bentazon and MCPP, which is in spring and early summer where much of the infiltration is arrested by plant water uptake. Hence, the experiment does not realistically represent the water balance situation for the season where these pesticides are used, which implies that the experiment has exaggerated actual leaching risk.

Independent form the leaching conditions the biodegradation of bentazon was observed to be significantly less than for MCPP and MCPA despite these compounds are described in the literature as very similar with respect to mobility and degradation rate (DT50). Hence, the observed resulting strong leaching of bentazon compared to MCPP and MCPA (under soil temperatures, which corresponds to the temperatures in the season where these pesticides are used), suggests that bentazon is more prone to leaching into groundwater than would be expected from the reported properties for this pesticide in the pesticide registration.

By sampling of soil from the macropores and matrix after the field experiment (10 months after the latest spraying) residual concentrations of AMPA, pendimethalin, propyzamide and azoystrobin were found only to approximately 2 depth in the large worm burrows, while bentazon was found in high concentrations in both deep root channels and adjacent matrix to more than 4 m depth. In comparison MCPA and MCPP were found only in the upper 5 cm of the top soil which is reflecting the mentioned large difference in persistent between these anticipated similar compounds. The measured distributions of the pesticides in the soil profile documents that the pesticide leaching happened through the deep biopores as vertical transport paths.

It has been previously documented (D'Astous et al. 1989), that flow from macropores into monitoring wells can be blocked by smearing and compaction of the clay material in the borehole walls when using conventional drilling methods in clayey till. Hereby there is a risk of important artifacts occurring in the monitoring. As part of this study we have been developing and tested a drilling technique for peeling of "smearing" from the borehole walls. This has prevented blockage of the macropores in the monitoring wells, which has been shown to receive inflow directly from the macropores of the clayey till.

The numerical model Daisy could be calibrated to simulate observed bromide tracer leaching in the experimental field reasonably accurate, while the accuracy of the simulations carried out for the pesticide infiltration experiment was significantly less with significant deviations from the observed pesticide transport behavior. The difference probably reflects that pesticide leaching is controlled by a more complex combination of organic matter and microbiological conditions (than the simple conservative bromide tracer), than described by the literature parameter values, which are not sufficiently representative, at least for the specific case. The simulations of the pesticide field

experiment, hence, implies that risk modeling of pesticide leaching can be subject to great uncertainty even if the model flow system is well described and calibrated and the pesticides of the modeling are tested compounds.

By scenario modeling we evaluated the range of pesticide leaching key parameters related to relevant leaching situations. The modeling revealed that the pesticide leaching is to a high degree controlled by single precipitation events, which demands long term climatic data in order to simulate representative risk profiles for pesticide leaching.

With respect to macropores the modeling show in agreement with the experiments of the investigation that deep connective biopores which reaches layers with effective run off can have a very profound effect to pesticide leaching into ground water. In contrast the risk will be significant less in most situations where the deep terminates in the clayey matrix of the clayey till, except for cases with very high hydraulic conductivity of the matrix. Finally the modeling reveals that embedded sand layers in the clayey till can have an interrupting effect on the direct pesticide leaching along macropores into underlying groundwater.

# Perspektivering

Dybe sprækker og bioporer opfattes traditionelt, som adskilte makroporestrømningsveje i moræneler, hvor sprækkerne i sig selv tillægges den primære rollen som hurtige udvaskningsveje for pesticider til underliggende grundvand (f.eks. Ruland et al. 1991, Jørgensen & Fredericia 1992). Denne undersøgelse, viser at bioporer som strømningskanaler i sprækker eller udenfor sprækker kan udgøre et sammenhængende strømningssystem fra jordoverfladen til 5-6 mu.t. og muligvis dybere, hvorved de kan kontrollere den vertikale vandbevægelse og pesticidudvaskning.

Undersøgelsen tyder på, at dybe sprækker uden indhold af strømningskanaler efter rødder kun bidrager minimalt til hurtig pesticidudvaskning til grundvandet fordi de er udfyldt med sekundære mineraludfældninger (Fe/Mn-oxider) eller har lille oprindelig sprækkeapertur fra få meters dybde under terræn. Dette støttes af enslydende resultater fra 6 morænelokaliteter (inklusiv denne undersøgelse), hvor der foretaget detaljeret undersøgelse af strømning i bioporer, sprækker og sprækkekanaler (Figur 1, s.19).

Såfremt dette mønster er generelt gældende for makroporestrømning i moræneler, har det vigtige implikationer for opfattelsen af udvaskningsrisikoen til grundvandet. Det vil således være den maksimale dybde af rodkanaler og ikke forekomsten af sprækker, som er bestemmende for den maksimale pesticidudvaskningsdybde ved hurtig makroporestrømning. Dette sætter fokus på de dybe biopores oprindelse, udbredelse, og hydrauliske egenskaber set i relation til det historiske landskab (træbevoksning og hydrologi) og den nuværende arealanvendelse til landbrug.

Endvidere viser både denne og tidligere undersøgelser, at strømningsaktive bioporer og sprækker, der ender blindt i morænematrixen (og dermed er uden direkte afstrømning til underliggende grundvandsregimer), ikke bidrager særligt til den vertikale stofudvaskning (f.eks. Rosenbom et al. 2008, Hansen et al. 2012a). Tilsammen rejser resultaterne spørgsmålet om grundvandsrisikoen for pesticidudvaskning i makroporer dermed generelt vil kunne afgrænses til steder, hvor der forekommer grundvandsførende lag (sandslirer, sekundære- og primære grundvandsmagasiner) indenfor den maksimal historiske roddybde. En nærmere undersøgelse heraf vil evt. kunne bidrage til afgrænsning af særligt pesticidfølsomme områder.

Oprindelsen og afgrænsningen af de dybe strømningsaktive bioporer beskrevet i denne og de tidligere undersøgelser, er ikke kendt, men det vurderes sandsynligt, at de kan være relikte rodkanalsystemer efter forhistorisk trævækst. Træers dybe rodudvikling er dårligt belyst i litteraturen (særligt for danske forhold), men der angives nedtrængningsdybder til mindst 6-7 mu.t. for nåle og løvfældende træer for tempererede forhold (Canadell et al. 1996). Der er tillige beskrevet levende rødder ned til 9 mu.t. i Canadisk glacialt ler (Ruland et al. 1991). En mere sikker eftervisning af de relikte rodkanalers oprindelse og udbredelse vil kræve yderligere undersøgelser.

Det kortlagte bioporesystem i denne undersøgelse vurderes, at repræsenterer worst-case lignende makroporeforhold set i forhold til risikoen for pesticidudvaskning. Undersøgelsen viser, at mobile forureningsstoffer under disse forhold kan udvaskes ved naturlig strømning til drændybde og videre til reduceret zone indenfor få timer eller dage gennem de dybe bioporer.

Sammenfattende viser undersøgelsens pesticidudvaskningsforsøg, at der er et stort udvaskningspotentiale i de dybe bioporer, som i forbindelse med en stigende hyppighed af ekstremnedbørshændelser vil kunne forskubbe den nuværende udvaskningsrisiko i negativ retning. I undersøgelsen er der observeret manglende nedbrydning af bentazon i de øverste jordlag, hvilket kan betyde, at dette stof er mere udvaskningstruet end vurderet ud fra kendte nedbrydningstider for stoffet. Omvendt viser undersøgelsen at pesticiderne glyphosat, AMPA og pendimethalin ikke udvaskes dybere end til omkring 2 mu.t. på trods af forekomsten af dybe bioporer, den anvendte forceret nedsivning og sprøjtning om vinteren i forsøgene. Der er dog vist udvaskning af glyphosat ved naturlig infiltation i de store ormegange ned til 1 mu.t. og AMPA til 2 mu.t. Dermed er påvist udvaskning til drændybde og der igennem en udvaskningsrisiko for overfladevand for begge stoffer.

Undersøgelsens forsøgsfelt blev omlagt til pløjefri dyrkning ved starten af forsøgsperioden. Derved skete der en betydelig stigning i antallet af regnorme og en ledsagende markant stigning i antallet af dybe ormegange med direkte kontakt til jordoverfladen. Dette peger på at dyrkningssystemer med pløjning, alt andet lige, kan være mindre udsatte for pesticidudvaskning end systemer med pløjefri jordbehandling. Jordbehandling kan dermed være en faktor, der kan optimeres på i forhold til risikoen for pesticidudvaskning.

Undersøgelsen modelberegninger med Daisy underbygger, at et overfladeforbundet netværk af store bioporer med direkte forbindelse og afstrømning til underliggende grundvandsregimer, kan have overordentlig stor betydning for pesticidudvaskning til grundvand. Omvendt vil der generelt være væsentlig mindre udvaskning, hvor dybe bioporer ender blindt i matrix. Modelleringen indikerer endvidere at pesticidudvaskningen gennem matrix uden sprækker kan have betydning for hydraulisk ledningsevneværdier af matrix, der ligger i den høje ende af danske værdier for moræneler. Der er behov for at evaluere dette aspekt yderligere i forhold til feltmålinger og forsøg.

Modelberegningerne viser endvidere, at selvom modellen Daisy kan simulere strømningen og udvaskningsprofilen af en simple konservativt tracer i projektets feltforsøg, så er simuleringerne af pesticidudvaskning behæftet med stor usikkerhed ved anvendelse af standard stofparametre for pesticiderne. Dette sætter fokus på bedre karakterisering af pesticiders egenskaber i relation til jordmiljøet, samt eksperimentel afprøvning heraf.

Ved etablering af overvågningsboringer i moræneler foretages der almindeligvis ikke særlige foranstaltninger mhp. at undgå glitning ("smearing") og kompaktering af borehulsvæggen. Dette kan betyde at pågående pesticidudvaskning overses ved monitering fordi strømningsaktive makroporer langs boringerne er blokeret (D'Astous et al. 1989, Ruland et al. 1991). I dette projekt er med positivt resultat udviklet og afprøvet en boremetode, hvor kontakten til strømningsaktive sprækker og bioporer bevares. Metoden kan umiddelbart anvendes til etablering af styrede underboringer og vil kunne modificeres til anvendelse i forbindelse med andre boringstyper.

Sluttelig indikerer undersøgelsen, at forpumpning (i normalt anbefalet omfang) af moniteringsboringer ved forekomst af dybe bioporer, vil kunne forårsage mobilisering af pesticider fra de øverste jordhorisonter ned til boringerne og dermed bidrage som fejlkilde til moniteringsresultater.

# 1. Indledning

Grundvandsressourcen i Danmark er historisk påvirket af en lang række pesticider, der er udvasket fra byer og landbrug (GEUS 2015a). Grundvandsmagasinerne under dæklag af moræneler er blandt de mest påvirkede områder og repræsenterer næsten halvdelen af grundvandet i Danmark, hvor der benyttes store mængder sprøjtemidler særligt i landbruget.

Tidligere studier og monitering viser, at pesticidudvaskning til iltfattigt eller iltfrit grundvand kan betyde, at der åbnes op for betydelig videre spredning af pesticiderne i grundvandet i mange årtier (f.eks. Ludvigsen et al. 2002, Jørgensen et al. 2004a, Blessent et al. 2014, GEUS 2015a). Dette skyldes, at pesticidnedbrydning sker væsentligt langsommere under de iltfri forhold end i de øverste mikrobiologisk aktive jordlag, hvorved tidsperspektivet for spredningen udvides betydeligt (f.eks. Tuxen et al. 2003, Jørgensen & Spliid 2012).

Tre af de vigtigste faktorer for grundvandsrisikoen ved pesticidanvendelse på moræneler er (1) udvaskning i store regnormegange i de øverst 1-2 mu.t., (2) forekomsten og udbredelsen af strømningsaktive makroporer, der går dybt ned i jordlagene og (3) om disse makroporer danner direkte hydraulisk forbindelse mellem sprøjtede områder og underliggende iltfattigt grundvand og grundvandsførende lag.

#### 1.1 Baggrund og nuværende vidensgrundlag

Det er veldokumenteret at hurtig vandstrømning og transport af pesticider i lerjord og moræneler er styret af makroporer (bioporer og sprækker), indlejrede sandlag og sandslirer i morænerne f.eks. D´Astous et al. 1989, Jørgensen 1990, Ruland et al. 1991, Jørgensen & Fredericia 1992, Jørgensen et al. 1998a,b,c 2002, 2003, 2004a,b,c, 2008, Rosenbom et. al. 2008, Petersen et al. 2008, 2013, Hansen et al. 2012a). I de øverste 1-2 meter af dyrket jord, er der typisk stor tæthed af sprækker og rod- og ormegange (bioporer), hvor særligt de store ormegange ned til omkring 1,5-2 mu.t. har afgørende betydning for pesticidudvaskningen (Hansen et al. 2012a).

Især de anekiske regnorme *L. terrestris* (Stor regnorm) og *A. longa* (Lang orm) er kendte for at kunne lave vertikale gange ned til flere meters dybde og disse anses for at være betydelige bidragydere til jordens naturlige dræning og deraf følgende mulig stoftransport. Endogæiske regnorme, der lever i det øverste jordlag, har en mere tvivlsom funktion for den vertikale strømning (Shipitalo et al. 2004), selvom de kan spille en rolle for fordelingen af vand ned til underliggende makroporer.

Modelbeskrivelser af pesticidtransporten indikerer, at ormegangene forårsager en væsentligt større pesticidudvaskning til markdræn end til grundvand i området mellem drænene, hvis ormegangene ender blindt i morænematrixen og dermed ikke har effektiv afstrømning til underliggende strømningsregimer (Hansen et al. 2012a). Omvendt vil der være en væsentlig grundvandsrisiko, hvis der findes en effektiv hydraulisk fortsættelse af ormegangene gennem andre typer makroporer til de underliggende strømningsregimer. Dette støttes af tracerforsøg udført af Rosenbom et al. (2008), der viste at bioporer, der i vandmættet jord blev videreført i sprækker, bidrog til stofudvaskningen, mens gange der endte blindt i morænematrixen ikke bidrog. Med andre ord er udvasknings- og grundvandsrisikoen afhængig af både kontakten mellem de overfladenære og dybe makroporer (på overgangen mellem rodzonen og det underliggende strømningsregime) og de dybe makroporers videre kontakt og afstrømning til grundvandsførende lag.

Der er fundet dybe tektoniske sprækker i et stort antal moræneprofiler, der er udgravet til omkring maks. 9 mu.t. (f.eks. Klint & Gravesen 1999, Jørgensen et al. 2003, Jørgensen et al. 2008, Klint et al. 2013, GEUS 2015, Bockhorn 2015). Kontrollerede feltforsøg af Jørgensen et al. (2002) viser, at de tektoniske sprækker kan stå for over 95 % af den nedadrettede vandbevægelse og den samlede pesticidtransport til underliggende grundvand, forudsat sprækkerne har effektiv kontakt og afstrømning til underliggende grundvandsførende lag (i den konkrete undersøgelse et udbredt sekundært grundvandsmagasin i 5-6 mu.t.). Til sammenligning var den nedadrettede vandbevægelse i den omgivende usprækkede lermatrix kun nogle mm/år og repræsenterede kun få procent af den samlede vandbevægelse. Som følge heraf bidrog sprækker der endte blindt i matrixen ikke til pesticidudvaskningen til grundvandsmagasinet. Der blev ikke observeret strømningsaktive sprækker under det sekundære grundvandsmagasin ved farvetracerforsøg i undersøgelsen og der findes generelt meget få direkte målinger eller observationer af sprækkers strømningsmæssige aktivitet under de øverste 6-7 mu.t., hvor indlejrede sandlag og tynde sandslirer kan spille en tilsvarende rolle som sprækker og dermed potentielt også udgøre præferentielle strømningsveje i denne zone (Jørgensen & Fredericia 1992, Jørgensen et al. 2004a, 2008, Kessler et al. 2013)

Det er velkendt at sprækker er lokaliserende for nedtrængning af planterødder i moræneler (Jørgensen 1990, Jensen et al. 1999, Klint & Gravesen 1999, Jørgensen et al. 2002, 2004a,b). I de cirka 1-2 øverste meter kan fine rødder findes som måtter i sprækkerne, mens større rødder f.eks. fra træer kan nå væsentligt dybere. I litteraturen angives max. dybden for de almindeligste landbrugsafgrøder på dansk lerjord til omkring 2,5-3 mu.t. (Thorup-Kristensen 2007, Madsen 1983), mens max. roddybde for nåle- og løvtræer under tempererede klimaforhold angives til minimum 5-7 mu.t. (Canadell et al. 1996). Roddybden for træer under danske forhold er ikke fundet belyst, men i Canadisk glacialt ler er der registreret rødder til 9 mu.t. (Ruland et al. 1991).

Hydraulisk set beskrives sprækker ofte som strømningsveje mellem simple planparallelle vægge vha. den såkaldte kubiske lov efter Snow (1968), men strømningen forekommer ofte i sprækkekanaler, hvilket kan have stor betydning for forureningsudvaskning (O´Hara et al. 2001). Kanalerne kan være dannet som en del af sprækkers primære porøsitet (Jørgensen & Fredericia, 1992, Tsakiroglou et al. 2012) eller udviklet som sekundær sprækkeporøsitet f.eks. ved at ormegange og rodkanaler er trængt ned langs sprækker (Jørgensen 1990, Rosenbom 2005). Teoretisk varierer strømningen (volumen/tid) i sprækker og bioporer ved vandmættede forhold med 3. og 4. potens af hhv. sprækkeapertur (åbning) og bioporediameter (Snow 1968, Jørgensen et al. 1998c). Dette betyder, at gennembrudstiden af en forurening f.eks. gennem 5 m moræneler med fri afstrømning i bunden kan forkortes fra mange år til få dage eller timer ved forøgelse af sprækkeaperturen fra 10-100µm (O´Hara et al. 2000, Jørgensen et al. 2008). Derved har det afgørende betydning for pesticidudvaskningsrisikoen (og modelberegning heraf), om alle sprækker er åbne og lige strømningsaktive eller om kun nogle få er strømningsaktive og har stor variation i sprækkeaperture pga. bioporerkanalers forekomst i større eller mindre sektioner af sprækkerne (O`Hara et al. 2001, Jørgensen et al. 2002, 2004a). I det nævnte feltforsøg af Jørgensen et al. (2002) var det næsten udelukkende spredte rodkanaler langs dybe jernoxidfyldte tektoniske sprækker, der bidrog til sprækkestrømningen og pesticidudvaskning. Dybe sprækker uden rodkanaler bidrog således kun med omkring 5 % af sprækkestrømningen og var umiddelbart uden betydning for den målte pesticidudvaskning. Det samme mønster er fundet i studier af sprækkestrømning med store intakte jordsøjler fra andre morænelerslokaliteter. En sammenstilling af disse forsøg er vist i Figur 1, hvoraf det fremgår at sprækker uden rodkanaler har små aperturer (5-14  $\mu$ m) og bidrager med < 1% af strømningen i sammenligning med de mest strømningsaktive sprækker med rodkanaler. Teoretiske studier af forureningstransport i sprækker viser, at sprækker med aperturer under 10  $\mu$ m ikke bidrager til hurtig præferentiel transport af opløste stoffer (Harrison et al. 1992). Tracerforsøg udført med intaktsøjlerne i Figur 1 har givet et tilsvarende resultat, hvor stoftransporten i sprækkerne med små aperturer (uden rodkanaler), har svaret til stempelstrømning igennem søjlerne (se Figur 81).

Samlet tyder de hydrauliske resultater fra felt- og laboratorieforsøgene på, at udvaskningsrisikoen i sprækker alene kan være knyttet til sprækkernes indhold af rodkanaler og at sprækker fra få meters dybde i sig selv, muligvis ikke har væsentlig betydning som hurtige udvaskningveje for opløste stoffer, herunder pesticider. Hvis dette er generelt udbredt i moræneler, kan rodkanaler have betydning for pesticidudvaskning og give særligt forhøjet grundvandsrisiko på steder, hvor der indenfor nuværende eller tidligere rødders vertikale udbredelse findes grundvandsmagasiner eller geologiske lag med afstrømning til grundvandsmagasiner. Omvendt vil rodkanalers betydning for grundvandsforurening med pesticider, og dermed grundvandsrisikoen, være markant mindre på steder, hvor rodkanalerne ender blindt i morænens lavpermeable lermatrix.



#### FIGUR 1

SAMMENSTILLING AF (VENSTRE) SPRÆKKEAPERTURER OG (HØJRE) MÆTTET STRØMNING I SPRÆKKER (HYDRAULISK GRADIENT =0,2) BESTEMT VED HJÆLP AF STORE INTAKTSØJLER (D=0,5 M) AF MORÆNELER FRA FORSKELLIGE DANSKE OG EN CANADISK LOKALITET. DET FREMGÅR AT SPRÆKKER UDEN RODKANALER HAR ÅBNINGER (HYDRAULISKE APERTURER) I OMRÅDET 7-14 μm, DER ER OMKRING DEN NEDRE GRÆNSE (10μm) FOR SPRÆKKERS BETYDNING SOM HURTIGE PRÆFERENTIELLE STRØMNINGSVEJE FOR OPLØST STOFTRANSPORT (SE TEKST). SPRÆKKEAPERTURERNE OG STRØMNINGEN ER BEREGNET VHA. DEN KUBISKE LOV EFTER SNOW (1968). DATA BASERET PÅ JØRGENSEN & SPLIID (1993, 2016), HINSBY ET AL. (1996), JENSEN ET AL. (1998), JØRGENSEN ET AL. (1998A,B), O´HARA ET AL. (2000), URUP (2001), JØRGENSEN ET AL. (2001, 2002) JØRGENSEN ET AL. (2004A,B) OG BUTZBACH (2007).

Udførelse af monitering og varsling af pesticidudvaskning er en vigtig forudsætning for at kunne forebygge og gribe rettidigt ind overfor evt. utilsigtet pesticidudvaskning (GEUS 2001). Det er kendt, at monitering af pesticidudvaskning vha. moniteringsboringer i moræneler kompliceres af usikkerheder og fejlkilder, der er relateret dels til den anvendte boringstype og dels til den metode der er anvendt til etablering af moniteringsboringerne. Mht. boringstypen er der risiko for, at for korte vertikale boringsindtag (eller andet prøvetagningsudstyr) ikke har kontakt til de mest hydraulisk ledende makroporer (Figur 1), eller i det hele taget til makroporer. Undersøgelser viser, at sandsynligheden for at ramme strømningsaktive sprækker i 2-6 meters dybde er under 50 % for vertikale moniteringsboringer, eller andet prøvetagningsudstyr med 1 m længde af indtag (Jørgensen et al 2003). Denne sandsynlighed kan bedst øges ved anvendelse af horisontale moniteringsboringer (Jørgensen et al. 2003). Mht. boremetoden er der risiko for, at den anvendte metode blokerer strømningsaktive makroporer omkring moniteringsboringen pga. glitning ("smearing") og kompaktering af borehulsvæggen. Dette er dokumenteret af D'Astous et al. (1989), som målte lave værdier af hydraulisk ledningsevne (10-7-10-9 cm/s) i boringer, som blev udført i opsprækket moræneler vha. konventionel boreteknik, mens tilsvarende målinger gav 10-100 gange højere værdier i boringer, hvor den "smearede" zone var fjernet. Ved blokering af makroporestrukturerne skal nedsivende pesticider passere en overgangszone omkring moniteringsboringerne ved matrixtransport. Herved vil stærkt absorberende pesticider og evt. partikulær transport kunne blive tilbageholdt (f.eks. glyphosat og AMPA), mens mobile pesticider (f.eks. MCPA og bentazon) risikerer kun at blive opfanget delvist. I dette projekt er udviklet en boremetode til afskrælning af den "smearede" zone, som er anvendt til etablering af projektets horisontale moniteringsboringer.

Udvaskning af pesticider på national skala, er underkastet forhold mht. geologi, klima, dyrkning etc., der varierer betydeligt i tid og rum (f.eks. Ludvigsen et al. 2002, Stenemo et al. 2005, Hansen et al. 2012a). Det er ikke muligt fysisk, at teste eller overvåge alle de forekommende kombinationer af udvaskningssituationer f.eks. i pesticidgodkendelsen eller pesticidvarslingen. I stedet muliggør matematisk modellering, at variationen af udvaskningsrisici kan beregnes forudsat det geologiske koncept for udvaskning og de betydende parametre og deres variation kendes og beskrives retvisende i modellen. Modellering er endvidere et nyttigt analytisk redskab til en kvantitativ forståelse af processer og deres indbyrdes dynamiske samspil. Begge anvendelser benyttes i dette projekt.

Der findes en række forskellige modelleringskoncepter med hver sine fordele og ulemper i forhold til en given opgave (f.eks. Parlange and Hopmans, 1999, Hansen et al. 1990, 1991, 2009, 2012, Blessent et al. 2014). I Hansen et al. (2012) er transporten i store biopore i almindelighed blevet succesfuldt inkorporeret i jord-plante-atmosfære modellen Daisy, så denne model i dag fremstår som en "state-of-the-art" model (Hansen et al. 2012a, b). Hidtil har Daisy været anvendt til beskrivelse af pesticiders skæbne i de øverste 2 m af morænelerjord. I nærværende projekt er det tanken at udvide modellens anvendelsesområde yderligere, dvs. ned til reduceret zone i moræneler. Det er en grundlæggende antagelse at de mekanismer der styrer pesticidernes skæbne i den nedre del af jordprofilen er de samme som dem der styrer i den øvre del af jordprofilen, forskellen ligger udelukkende i model parameteriseringen.

#### 1.2 Formål

Projektets overordnede formål er, at:

- Undersøge dybe biopores forekomst, hydrauliske kontinuitet samt rolle som pesticidtransportvej fra mark til kemisk reduceret zone i moræneler.
- Undersøge potentialet for pesticidudvaskning igennem dybtgående bioporer til kemisk reduceret zone.
- Ved hjælp af scenariemodellering med beregningsmodellen Daisy, at vurdere betydningen af dybtgående præferentielle transportveje for pesticidudvaskning i moræneler.

I projektet indsamles feltdata for dybe biopores rumlige og hydrauliske egenskaber samt deres relation til sprækker i jordlagene og deres betydning for pesticidudvaskning. Herunder foretages:

- Indsamling af data om dybde og hyppighed af ormegange, rodkanaler samt sprækker.
- Undersøgelse af regnormes graveaktivitet, og i hvilken grad regnorme samt rødder fra markafgrøder, hydraulisk set sammenkobler gravegange/rodkanaler i markoverflade med eksisterende underliggende dybe strømningskanaler.
- Undersøgelse af sammenhængende dybe præferentielle strømningsvejes egenskaber som transportveje for udvaskning af en kemiske konservativ tracer samt pesticider med et bredt spektrum af pesticidegenskaber.
- Udvikling og anvendelse af en vandret boreteknik der eliminerer risikoen for blokering af pesticidtransport til boringen ved glitning og kompaktering af strømningsaktive bioporer og sprækker.
- Videreudvikling af Daisy ud fra den modelbygning, der er foretaget for rodzonen i Hansen et al. (2012a) til også at omfatte pesticidudvaskning i dybtgående præferentielle strømningsveje.
- Integrerede scenarieberegninger af pesticidudvaskningen gennem bioporer til dræn og øvre reduceret grundvand i moræneler med modellen Daisy.

På dette grundlag har det været projekts formål at belyse spørgsmålene:

1. Går bioporer ned til reduceret grundvandszone i moræneler.

2. Er dybe bioporer forbundne med jordlagenes øvrige makroporer, som sammenhængende præferentielle strømningsveje fra mark til reduceret grundvand.

3. I hvilket omfang har dybe bioporer betydning som transportveje for pesticidudvaskning fra mark til reduceret grundvandszone for de anvendte grupper af pesticider.

4. Kan risikoen for blokering af bioporer og sprækker i moræneler med konventionelle boremetoder teknikker reduceres eller fjernes ved simpel modificering af boreteknikken i styrede underboringer.

Det skal bemærkes, at formålet med projektets feltundersøgelser er, at undersøge og dokumentere den funktionelle sammenhæng mellem dybe bioporer og pesticidudvasknigspotentiale i jordlagene. Derfor indgår der forceret strømning samt pesticidsprøjtning om vinteren, som øger den naturlige pesticidudvaskning. Som konsekvens heraf er den målte pesticidudvaskning i feltundersøgelsen generelt ikke retvisende for pesticidudvaskning ved regelret landbrugsdrift bortset fra i enkelte delforsøg. I projektets afsluttende del, er foretaget vurdering af feltresultaternes betydning for pesticidudvaskning ved regelret landbrugsdrift ved hjælp af scenarieberegninger med modellen Daisy.

## 2. Materialer og metoder

#### 2.1 Projektstrategi

Undersøgelsen er udført i og omkring et 20 x 19 m forsøgsfelt med højtliggende landbrugsjord på moræneler ved landsbyen Flakkebjerg i Vestsjælland. På arealet er gennemført undersøgelser fra september 2011 til oktober 2014 af makroporer og pesticidtransporten fra marken ned til 5-6 mu.t. i kemisk reduceret moræneler.

Undersøgelsen er udført vha. infiltrationsforsøg med pesticider, bromid- og farvetracer samt kortlægning og karakterisering af transportveje i udgravninger samt ved røggasforsøg i markdræn og boringer. I udgravningerne er foretaget opmåling og undersøgelser af regnormes grave- og færdselsmønsters samt tilbøjelighed til, sammen med planterødder, at kortslutte egne gravegange med eksisterende sprækker og dybe rodgange i jordlagene. Der er slutteligt foretaget modelanalyse af feltforsøgsresultaterne samt generalisering af disse vha. scenariemodellering af pesticidudvaskning med dybe bioporer

#### 2.1.1 Pesticidinfiltrationsforsøg

Pesticidnedsivningen er målt ved etablering af 9 stk. 20 m lange vandrette moniteringsboringer i dybderne 1 mu.t. (2 boringer), 2 mu.t. (2 boringer) og 3,5 mu.t. (5 boringer). Marken i forsøgsfeltet er sprøjtet 2 gange med pesticider, der repræsenterer stoffer med høj og lav mobilitet og høj og lav vandopløselighed. Pesticiderne er bentazon, MCPA (mobile og opløselige), propyzamid og axoystrobin (lavt opløselige), pendimetalin og glyphosat (immobile/lavmobile). Ved 2. sprøjtning i efterårssæson 2013, er der tillige sprøjtet med MCPP for at kunne adskille nedsivning fra 1 og 2. sprøjtning samt måle omfanget af udvaskningen med efterårsnedbør.

Pesticidudvaskningen til boringerne er målt gennem 2 vintersæsoner og 1½ sommersæson fra 2013-2014. I forsøgsperioden er forsøgsarealet dyrket vha. reduceret jordbehandling og inden da vha. konventionel jordbehandling.

#### 2.1.2 Makroporer og ormepopulation

Kontakten af bioporer og sprækker fra markoverfladen til drændybde før og i løbet af pesticidudvaskningsforsøget er undersøgt vha. røggasforsøg, hvor frekvensen af røggivende bioporer er målt på marken samt i 2 referencefelter nord (ND) og syd for forsøgsfeltet. Der er parallelt hermed foretaget bestemmelse af populationsudviklingen af regnorme, således at evt. udvikling i antal regnorme og deres biomasse har kunne sammenholdes med udviklingen af antallet af røggivende bioporer på marken ved skiftet fra jordbehandling med pløjning til reduceret jordbrug. Endelig er der foretaget undersøgelse af regnormes gravedybde ved uddrivelse af regnorme på udgravede terrasser fra 0,25-1,5 mu.t.

#### 2.1.3 Dybe bioporer

Efter pesticidinfiltrationsforsøget er der i 5 mindre infiltrationsfelter (a 1,44m<sup>2</sup>) i forsøgsfeltet foretaget infiltration af en konservativ tracer (bromid) og en farvetracer til hhv. hydraulisk dynamisk og visuel karakterisering af transporten ned til moniteringsboringerne. Ved efterfølgende opgravning af infiltrationsfelterne, er der foretaget opmåling af de aktive transportveje ud fra fordelingen af farvetracer. Herunder er der endvidere foretaget bestemmelse af type, tæthed og kontinuitet af makroporerne og der er målt indhold af pesticider i makroporevæggene og omgivende lermatrix.

#### 2.1.4 Modellering

De indsamlede feltdata er anvendt til udbygning og kalibrerede af pesticidudvaskningsmodellen Daisy således at denne omfatter de dybe makroporetransportveje. Med den udbyggede model er foretaget simulering af pesticidtransporten og årlige middelkoncentrationer af pesticiderne i markdræn og grundvand for Rørrendegård og Langvad scenarier, der tidligere er anvendt i Miljøstyrelsen (2012a).

#### 2.2 Forsøgsfelt

#### 2.2.1 Etablering og oversigt

Forsøgsmarkens terrænforhold, resistivitet (EM38) og placeringen af forsøgsfeltet samt anvendte referencemålesteder uden for forsøgsfeltet, er vist i Figur 2. Forsøgsfeltet er placeret ud fra geofysisk sonderinger (EM38) og prøveboringer mhp. en placering af feltet på lerholdig moræne med færrest mulige indslag af sandlag. Samlede EM38 sonderinger, prøveboringer samt eksisterende markdræn på forsøgsmarken er vist i bilag 1.





#### FIGUR 2

BELIGGENHED AF FORSØGSMARK (HØJRE) OG FORSØGSFELT (VENSTRE) MED ANGIVELSE AF TERRÆNFORHOLD (0,25 M ÆKVIDISTANCE FOR HØJDEKURVER), ELEKTRISK RESISTIVITET (MS/M) SAMT AF REFERENCEMÅLESTEDER FOR ORMETÆLLINGER OG RØGFORSØG UDEN FOR FORSØGSFELT. På grund af terrænets hældning, var der som udgangspunkt en lateral vestlig strømning i forsøgsfeltet. Denne strømning er søgt begrænset ved etablering af et dræn langs feltets opstrøms side (omfangsdræn i Figur 2 og bilag 1). Strømningen ind og ud af feltet er endvidere begrænset ved etablering af lavpermeable barrierer af omgravet moræneler langs feltets øst- og vestside i forbindelse med udførelsen af de horisontale moniteringsboringer (ved omgravningen er der sket fjernelse af makroporer ned til ca. 5 mu.t.). Sluttelig er det markdræn der går tværs over selve forsøgsfeltet blevet afbrudt for at undgå transport af vand og pesticider ind og ud af feltet ad denne vej (se kort over eksisterende markdræn i bilag 1).



#### FIGUR 3 PLACERING AF MONITERINGSBORINGER (m) OG PEJLEBORINGER (p) I FORSØGSFELT.

Pejleboringerne er udført som 6" snegleboringer, der er filtersat med kvartssand omkring 1-3 m opslidsede 1" filterrør. Pejlerøret er ført op til omkring 0,5 m over terræn. Den øverste 1,2 m af boringerne er afproppet med bentonit. Afpropning herunder er foretaget med bentonit og opboret lermateriale. Boring 3, 4 og 4,1 blev sløjfet og afproppet med bentonit mellem 1. og 2. pesticidsprøjtning. De resterende boringer blev sløjfet ved projektafslutningen. Boringernes filterdybde fremgår af Figur 4.

![](_page_23_Figure_4.jpeg)

FIGUR 4. FILTERSÆTNING AF PEJLEBORINGER.

Der er etableret 9 moniteringsboringerne, der er udført som styrede underboringer med en diameter på 160 mm. Boringerne er 20 m lange og følger terrænets hældning over boringerne. I boringerne er installeret 20 m lange HPE-rør med 18 m opslidset filterstrækning med slidsebredde = 0,5 mm og slidsetæthed = 2 slidser/cm. Filterstrækningen er afproppet med 1 m bentonit i begge ender. Fra afpropningen er rørene ført vertikalt op cirka 0,5 m over terræn i begge ender af boringen. I det nedstrøms lodrette rør er installeret slanger med hurtigkobling til pumpe mhp. renpumpning og vandprøvetagning. Indretningen af moniteringsboringerne er vist i Figur 5.

Den anvendte boremetode til udførelsen af moniteringsboringerne har indgået som udviklingsdel i projektet. Formålet har været at udviklet en boremetode, der skal forhindre tillukning af bioporer og sprækker pga. glitning (smearing) og kompaktering af lermaterialet i borehulsvæggen, som der er risiko for med konventionelle boreteknikker (D´Astrous et al. 1989). For at forhindre tillukning er specialfremstillet et borehoved, der ved afskrælning af boringernes væg fjerner kompakteret og glittet jordmateriale, hvorved hydraulisk aktive makroporer og sprækker i væggen bevares åbne. Borehovedet er vist i Figur 6 og består af 2 integrerede dele. Forreste del er en roterende "reamer" der trækkes igennem et forinden boret pilotborehul, der udvides fra 110 mm til 130 mm.

![](_page_24_Figure_2.jpeg)

#### FIGUR 5 INDRETNING AF MONITERINGSBORINGER

Umiddelbart efter "reameren" følger borehovedets skær, som består af en kort metalcylinder med skarp forkant, der udgør cylinderens ydre diameter (diam. =170 mm). Udformningen af cylinderen medfører et rent snit i det gennemborede morænemateriale, hvorved kompaktering og lukning af makroporer undgås.

![](_page_24_Picture_5.jpeg)

#### FIGUR 6

VENSTRE: BOREHOVED MED "REAMER" OG BORERØR SOM SKÆR TIL AFSKRÆLNING AF GLITTET OG KOMPAKTERET ZONE OMKRING UNDERSØGELSENS HORISONTALE MONITRINGSBORINGER. Ved hjælp af påmonterede højtryksvanddysser på "reameren" skylles friboret materiale ind gennem borehoved og tilbage gennem boringen i et påmonteret HPE rør til en slamsuger således, at det friborede jordmateriale og borevandet ikke kommer i kontakt med boringsvæggen og derved blokerer makroporer (Figur 6).

Kontrol af boringernes luftlow efter etablering vha. et påført vakuum, er vist i Figur 7.

![](_page_25_Figure_2.jpeg)

#### FIGUR 7 KONTROLMÅLING AF LUFTINDSTRØMNING I MONITERINGSBORINGERNE VED PÅFØRT VAKUUM.

Det fremgår af kontrollen, at flowet i de øverste boringer er i rimelig overensstemmelse med flowet i markdrænet, som formodes at have veletableret kontakt til makroporer i jorden. Endvidere ses den vertikale fordeling i luftflowet mellem boringerne, at svare til den kendte typiske vertikale fordeling af hydraulisk ledningsevne i moræneler pga. makroporer (Harrar & Nilsson 2001, Jørgensen et al. 2008). I Figur 8 er vist fotografi af moniteringsboring m5 efter opgravningen af boringerne 2 år efter etableringen og udført farvetracerforsøg på marken. Det fremgår, at der er sket transport ind i boringen af den tilsatte farvetracer på marken via tryksprækker i boringsvæggen. Endvidere viste de udførte målinger af luftflow gennem makroporer 0,5 m over boringerne m7 og m9 i forbindelse med opgravningen af forsøgsfeltet (afs. 3.3.2), at der var direkte kontakt gennem makroporerne til boringerne. Målingerne indikerer dermed at moniteringsboringer har etableret en rimelig kontakt til de omkringværende makroporer, som har holdt de 2 år fra boringernes etablering til opgravningen. Den maximale varighed af boringernes funktionsdygtighed i forhold til den etablerede makroporekontakt er ukendt. Nærmere beskrivelse af boremetode og boreprofiler optegnet ud fra videoinspektion af borehullerne er vist i bilag 2 og bilag 3. Alle moniteringsboringerne er sløjfet ved opgravning ved projektafslutningen.

![](_page_26_Picture_0.jpeg)

#### FIGUR 8

MORÆNELER OMKRING OPGRAVET HORISONTAL MONITERINGSBORING (M5). BILLEDET VISER INDSTRØMNING AF FARVETRACER FRA INFILTRATIONSFORSØGET I TRYKSPRÆKKER GENNEM BORINGSVÆGGEN (BORINGSRETNING FRA BUND TIL TOP AF FOTO).

De udførte målinger og delforsøg i undersøgelsen er koncentreret i og umiddelbart omkring pesticidmarkforsøget. Disse omtales i de følgende afsnit og deres placering er vist i Figur 9.

![](_page_26_Figure_4.jpeg)

#### Længde (m)

#### FIGUR 9

UDFØRTE DELFORSØG OG OPMÅLINGER OG DERES PLACERING I FORSØGSFELT. ANVENDTE FORKORTELSER: AITC (ORMEUDDRIVNINGSFORSØG MED ALLYLISOTHICYANAT), BR/BB (BROMID OG BRILLIANT BLUE), M1, M9: MONITERINGBORINGER.

#### 2.3 Hydrologiske målinger

#### 2.3.1 Klima

Der er indsamlet nedbørsdata fra forsøgsfeltet fra 2 målere med 5 min. intervaller under pesticidinfiltrationsforsøget og bromidforsøget (Figur 9). Dataene fra forsøgsfeltet er suppleret med DMI data indsamlet på Flakkebjerg forsøgsstation ca. 500 m fra forsøgsfeltet samt fra Slagelse DMI station. De indsamlede data fremgår af Tabel 1.

#### TABLE 1

Parameter	Forsøgsfelt (5 min.)	DMI Flakkebjerg (time)	DMI Slagelse (time)
Nedbør (mm)	Х	Х	Х
Temperatur (°C)		Х	
Global indstråling (W/m²)		Х	
Middelvindhastighed (m/s)		Х	
Middel luftfugtighed (%)		Х	
Jordtemperatur i 10 cm dybde (°C)		Х	
Jordtemperatur i 30 cm dybde (°C)		Х	

#### 2.3.2 Grundvand

Der er udført ugentlige pejlinger i pejleboringerne og pejlinger i moniteringsboringerne.

#### 2.4 Geologiske målinger og kortlægning

#### 2.4.1 Textur, geokemi og jordkonsolidering

Textur og geokemi samt lermineralogi er analyseret på bulkprøver fra forsøgsfeltet og vist i hhv. Tabel 2 og Tabel 3.

Jern- og mangan oxider i sedimentprøver er bestemt på luftførret prøve (< 2mm). Oxiderne fjernes ved tilsætning af natriumcitrat, natriumbicarbonat og natriumdithionit. Efter centrifugering måles indholdet af jern og mangan ved brug af AAS. Kulstofbestemmelsen (TOC) i sedimentprøver er foretaget på LECO CS-200 efter nedsyring med 2 M saltsyre (HCl) og efterfølgende vask af prøven til den fremstår kloridfri. Analysen gennemføres på luftførret, sigtet (<2 mm) og findelt (<250  $\mu$ m) prøvemateriale. Sammensætningen af lermineraler i lerfraktionen (< 2 $\mu$ m) er kvalitativt beskrevet. Sedimentprøverne er forbehandlet med natrium acetat, pH 5.0 for at fjerne kalk og herefter er lerfraktionen isoleret ved først gravitation dernæst ved brug af partikelstørrelsescentrifuge. Delprøver af den luftførrede lerfraktion er efterfølgende mættet med enten magnesium eller kalium. Orienterede præparater (20 mg/cm<sup>2</sup>) af magnesiummættet ler er analyseret henholdsvis luftfør og glycerol-behandlet og kaliummættet ler er analyseret henholdsvis luftfør og opvarmet til 300 °C. Analyserne er gennemført ved røntgendiffraktion på et Philips røntgenapparat udstyret med et Philips 1050 goniometer og CoKa stråling (40 kV og 30 mA).

### TABLE 2 TEXTUR AF MORÆNELEREN FRA FORSØGSFELTET

Jordtype/ dybde	Textur (%)							
(m)	Ler	Silt	Finsand	Groft sand	Grus			
	(< 0,002 mm)	(0,002 -	(0,063 -	(0,6 - 2 mm)	( > 2 mm)			
		0,063 mm)	0,6 mm)					
Topjord*	11,4	13,9	52,8	20,8	-			
0-0,45 mu.t.								
Moræne								
1,5 mu.t.	10,2	39,2	42,5	5,3	2,7			
Sandlinse	3,9	2,5	68,4	25	-			
2,25 mu.t.								
Moræne	10,1	36,5	42,5	5	5,9			
3 mu.t.								
Moræne	12,5	39,2	38,9	4,5	4,9			
6 mu.t.								

\*gennemsnit af 4 prøver

Konsolideringen af moræneleren er målt ved vingestyrkeforsøg foretaget i forbindelse med udførslen af pejleboringer, Figur 10. Det fremgår at morænesekvensen i Flakkebjerg indledes med relativ ukonsolideret øvre moræne ned til omkring 2 mu.t. og at vingestyrke herunder tiltager. Det fremgår, at målingerne i Flakkebjerg overordnet svarer til profiler fra de andre viste lokaliteter bortset fra Grundfør, hvor der er ses faldende konsolidering med dybden. I Grundfør vist hydrauliske målinger, at der var sket delvis kollaps af makroporer fra omkring 2,5-3 mu.t. (Jørgensen et al. 2004b), hvilket kan give et fingerpeg om den nedre grænse for opretholdelse af åbne makroporer i forhold til konsolidering og dybde i moræneler.

#### TABLE 3

#### GEOKEMI OG LERMINERALOGI AF MORÆNELEREN FRA FORSØGSFELTET.

Jordtype/ dybde	Geokemi			Lermineralogi	
(m)	Fe (mg/kg)	Mn (mg/kg)	TOC (w/w%)		
<b>Pløjelag*</b> 0,05-0,1 mu.t.	3965	328	1,52*	Smektit, vermikulit, kaolinit, illit, veksellagsmineraler	
<b>Moræne</b> 1,5 mu.t.	4286	157	0,06	Smektit, vermikulit, kaolinit, illit, veksellagsmineraler	
<b>Moræne</b> 3 mu.t.	3314	108	0,05	Smektit, vermikulit, kaolinit, illit, veksellagsmineraler	
<b>Moræne</b> 6 mu.t.	1986	73	0,17	Smektit, vermikulit, kaolinit, illit, veksellagsmineraler	

\*gennemsnit af 3 prøver

![](_page_29_Figure_0.jpeg)

#### FIGUR 10.

GENNEMSNIT AF VINGESTYRKEMÅLINGER I FORSØGSFELTET (FLAKKEBJERG GNS PESTPORE) SAMMENLIGNET MED MÅLINGER FRA MORÆNELOKALITETER I HAVDRUP (JØRGENSEN 1990), HINNERUP OG GRUNDFØR (JØRGENSEN ET AL. 2004B).

#### 2.4.2 Stratigrafi, bioporer og sprækker

Sprækker og bioporer er opmålt i og ved forsøgsfeltet i horisontale og vertikale profiler samt ved optegning på vandret udlagte transparenter fra 0,14 mu.t. til 4 mu.t. i 2012 og ved udgravning af farvetracerforsøgene i 2014 (se Figur 9).

Inden optegning på transparenterne er kortlægningsfelterne skrabet rene med lugejern og støvsuget, hvorved glittede overfladelag er fjernet og sprækker og bioporer derved er gjort synlige. De optegnede bioporer og sprækker på transparenterne er databehandlet ved automatisk billedanalyse, hvor der er beregnet densitet (antal/m<sup>2</sup>) af bioporer hhv. med og uden farvetracer. Ved billedanalysen er tillige beregnet horisontal længde af sprækker med og uden farvetracer, samt sprækkernes strygning (kompasretning af sprækkerne skæringslinje med horisontalplan). I ledsagende felter ud for transparenterne er bioporernes diameterværdier målt med skydelære og optalt efter blotlægning med en kniv ("chipping"). Inde i felterne er udført diameterkontrolmålinger af bioporer med og uden "brilliant blue" efter farvetracerforsøget. Herudover blev registreret indhold af levende rødder og sekundære mineraludfældninger i de blotlagte bioporer. Endelig blev observeret tæt netværk af fine bioporer (0,1-2 mm) i øverste 1,5 mu.t er optalt under mikroskop på 80 mm<sup>2</sup> felter i intakte prøver fra 0,5, 1 og 1,5 mu.t.

Sprækker langs profillinjerne i udgravningen er opmålt, klassificeret og analyseret efter samme princip, som anvendt i tidligere udførte sprækkeundersøgelser på forsøgslokaliteten (Klint og Gravesen 1999). Sprækkerne er så vidt muligt opdelt i klasser efter orden. 1. ordens sprækker er dominerende og skærende sprækker med en længde > 1 m. 2. ordens sprækker er mindre gennemgående og mellem 0,25-1 m lange, mens 3. ordens sprækker er < 0,5 m og irregulære hvorved de er sværere at bestemme mht. sprækkeorientering. Sprækkernes strygning og hældning (sprækkeplanets hældning vinkelretning på strygningslinjen) opmålt med kompas og GEOid (iPhone app). Målinger med sidstnævnte er kontrolleret med kompasmålinger på lokaliteten, der viste en maximal afvigelse mellem de to metoder på  $+/- 5^{\circ}$ . Sprækkemålingerne er efterfølgende plottet i arealtro stereografisk projektion (Wulff net).

#### 2.5 Undersøgelser af regnorme

#### 2.5.1 **Populationsundersøgelse**

Der er udtaget jordprøver fra pløjelaget i 0-30 cm's dybde til bestemmelse af regnormepopulationerne på forsøgslokaliteten: 29-10-11, 15-5-2012, 1-11-2013, 10. og 21-9-2014. En prøve består af en udgravet blok 25×25×30 cm<sup>3</sup> denne er håndsorteret og alle orm er samlet i plastbøtter og taget med til Aarhus Universitets laboratorium i Silkeborg. Her er ormene arts- og stadiebestemt og sat til depurering (tarmtømning) natten over, hvorefter de er vejet til friskvægtbestemmelse.

#### 2.5.2 AITC forsøg

Stor regnorm *L. terrestris* og Lang orm, *A. longa*, findes dybere i jorden end pløjelaget, så jordblokke ned til 30 cm fanger ikke orm under denne dybde. Derfor blev prøvetagningen i september 2014 udvidet med en procedure, der inkluderer uddrivning af orme med allylisothicyanat (AITC). Stoffet får ormene til at forlade gangene og komme op på jordoverfladen. Efter udgravning af en blok blev der hældt en 0,1 g AITC/L opløsning ned i hullet 3 gange. I løbet af et kvarter efter udhældning af AITC samles evt. orme der har søgt op af jorden.

For at undersøge om der var graveaktivitet, som kan vises ved residerende orme under horisonterne i dybderne 0,25 m, 0,5 m, 1 m og 1,5 m, blev der d. 6. september, 2014, udhældt AITC på en kvadratmeter i disse dybder. Der blev kort tid forinden udgravet trapper ved disse dybder.

#### 2.5.3 Barcoding

DNA-barcoding er en taksonomisk metode, der bruger en kort genetisk markør i en organismes DNA for at identificere den som tilhørende en bestemt art. Den mest almindeligt anvendte barcode til dyr er et segment på ca. 600 basepar af mitokondrie-genet cytochromoxidase I, COI (<u>www.wikipedia.org</u>). Elleve individer af de fundne arter på forsøgsmarken blev "barcodet" for en del af COI genet på ca. 615 bp (cytochromoxydase 1 genet). PCR blev udført på DNA ekstrakter af udklippede bagkropsstykker og sendt til sekvensanalyse ved Macrogen, Sydkorea. Herefter blev de fundne COI sekvenser BLAST'ed (Basic Local Alignment Search Tool) på blast.ncbi.nlm.nih.gov.

#### 2.5.4 Isotopanalyser

Stabile isotoper mængden øges i en organisme sammenlignet med dens fødekilde. Det skyldes at isotopernes tilstedeværelse i et molekyle øger dets vægt og gør denenzymatiske processering af det langsommere, hvorfor deres indhold stiger i organismen. Der er således en lille men målbar øgning af molekyler med stabile isotoper i organismen. Denne øgning fortæller at organismen har indtaget føde fra et underliggende niveau i fødekæden. Med andre ord akkumuleres isotoperne op gennem fødekæden i stil med tungmetaller, men for isotopernes vedkommende, skyldes ophobningen at molekylerne med tunge isotoper ikke bliver metaboliseretmed samme hastighed som lettere molekyler med de lette isotoper. De giver således information om ormenes fødebiologi og plads i fødenettet. Et udvalg på 13 regnorme af de fundne arter på marken blev analyseret for indholdet af de stabile isotoper  $\delta^{15}$ N og  $\delta^{13}$ C. En introduktion til anvendelsen af stabile isotoper i økologiske studier kan findes i Holst-Hansen (2011) og Fry (2006). Analyserne blev udført ved UC-Davis Stable Isotope Facility, Californien.

#### 2.6 **Røgforsøg til sporing af vertikalt forbundne makroporer**

Der er i alt udført 16 røggasforsøg i perioden fra den 29/09 2011 til 25/9 2014 for at afdække heterogeniteten og den arealmæssige fordelingen af transportveje med forbindelse til dræn og moniteringsboringerne (Figur 9). Der er udført røgforsøg i 1m boringerne og i to forskellige drænstrækninger, én drænstrækning under forsøgsområdet på op til 20 m og én 20 m drænstrækning lokaliseret på skråningen nord for forsøgsområdet (ND-Dræn). Derudover er der 12 gange i forbindelse med forsøgsfeltets opgravning udført røggasforsøg i de dybe boringer, 1) før afgravningen, 2) ved afgravningsdybden ca. 1,8m og 3) ved afgravningsdybden ca. 3 m (Tabel 4). **TABLE 4** ANGIVELSE AF DATO FOR RØGGASFORSØG SAMT SKRAVERING OG BENÆVNELSE AF DE UNDERSØGTE DRÆN/BORINGER PÅ DE PÅGÆLDENDE DATOER. DERUDOVER ER DYBDEN, HVOR TÆLLINGERNE ER FORETAGET ANGIVET. FORSØGSDRÆNET ER LOKALISERET I FORSØGSFELTET, MENS ND DRÆNET ER LOKALISERET PÅ SKRÅNINGEN NORD FOR FORSØGSFELTET (SE FIGUR 2).

Dato	Forsøgs dræn	ND Dræn	Boring nr	Røgtællingsdybde
25/5 2012				Overflade
10/09 2012				Overflade
06/11 2012				Overflade
1/5 2013				Overflade
26/09 2013				Overflade
11/08 2014			m1-m9	Overfladen
16/09 2014			m3, m5 og m9	1,8 m
25/09 2014			m5 og m9	3 m

Ved røgforsøgene tilførtes kraftig hvid røg til dræn og boringer ved brug af en røggenerator af mærket PS31ST (fra Pea Soup Ltd. i England) kombineret med oliebaseret røgvæske (Smoke Oil 135) fra samme firma. Dette system producerer røgpartikler med en nogenlunde ensartet radius på 0,10-0,15 µm, der kan trænge gennem relativt fine filtre samt porøs jord. Røgen førtes fra røggeneratoren via en stiv flexslange til indsugningen af en luftblæser (BVT2000, Lindab Ventilation A/S). Herfra ledes røgen til drænet/boringen via endnu en flexslange. Slangen kobles på dræn/boringen vha. en fleksibelmanchet og et spændebånd. Ved forsøg i tilknytning til boringerne blev den anden ende blokeret med en prop lavet af blød gummi. Centreret over drænet/boringerne blev der udspændt et målebånd til brug for kortlægning af de rygende makropores afstand til indløbet. Den vinkelrette afstand mellem båndet og en given rygende makroporer blev endvidere opmålt med 1 cm usikkerhed. Optælling og bedømmelsen af intensitet af de rygende makroporer skete når røgafgivelsen blev bedømt til at være konstant. Alle visuelt erkendelige røgfaner blev medtaget i opgørelsen. Når forsøgene blev udført under optimale forhold – dvs. i situationer, hvor der var næsten vindstille, var der endvidere mulighed for at skelne mellem stærke og svagt røgafgivende makropore, dette var tilfældet i 4 ud af 13 forsøg. Metoden er udviklet i drænet morænejord (Petersen et al., 2013).

Ved de dybde boringer blev overfladen renset af med hakkejern, for at fjerne den glitning der oftest vil fremkomme når jordprofiler og geologiske sites udgraves. Efter afrensningen blev et 1 m bredt bånd over boringerne endvidere støvsuget, for at mindske risikoen for at blokere eventuelle præferentielle strømningsveje. På trods af den grundige afrensning gav indblæsning af røg i 3,5 m boringerne ikke samme visuelle respons som når røgen blev indblæst i dræn 1.1m under overfladen. Heller ikke når der kun var 0,5 m jord der overlejrede boringen. På forsøgsbasis blev der udlagt sæbeskum på jordoverfladen i 3m dybde, hvorved der kunne observeres udvikling af bobler, som indikation på makroporer med flow i røggasforsøget. Herved var det muligt at kortlægge makroporer med kontakt til moniteringsboringer.

#### 2.7 Bromid- og farvetracerforsøg

Der er udført vertikal infiltration af bromid- og farvetraceropløsning i lokale forsøgsfelter placeret over moniteringsboringerne i forsøgsfeltet. Infiltrationen er udført fra 0,1 mu.t. til moniteringsboringerne m2 og m3 i 2 mu.t. og m5, m7 og m9 i 3,5 mu.t. (Figur 9). Boringerne m5, m7 og m9 er de samme 3 dybe boringer, som er moniteret igennem hele pesticidinfiltrationsforsøg. Anvendte koncentrationer og stofmængder er vist i Tabel 5.

## TABLE 5ANVENDTE KONCENTRATIONER AF BROMIDTRACER OG FARVETRACER (BRILLIANTBLUE) I INFILTRATIONSFORSØG.

Tracer	Infiltrationsfelt							
	m2	m2 m3 m5		m7	m9			
Bromid								
(mg/L),[ liter]	(281),[40]	(31),[39]	(500),[38]	(500),[36]	(500),[36,5]			
Brilliant blue (mg/L),[ liter]	-	-	(4000),[38]	(4000),[36]	(4000),[36,5]			

#### 2.7.1 Infiltrationsfelter

Infiltrationsfelterne til bromid- og farvetracerforsøgene består af en 0,25 m høj kvadratisk træramme med arealet 1,44 m². Placeringen i forsøgsfelterne er vist i Figur 9. Trærammen er nedgravet 0,2 m og tætnet med bentonit langs omkredsen for at hindre lateral udstrømning. Inde i feltet er jorden bortgravet horisontalt til 0,1 mu.t. og overfladen er afskrabet og støvsuget mhp. blotlægning af bioporer. Overfladen og bioporeåbningerne er beskyttet mod tilstopning og sammenfald ved overdækning med et rustfrit stålnet med en maskestørrelse på 1,5 mm og herover et lag af ca. 2 cm filtergrus (3-5mm). Tabel 6 viser antallet af store orme- og rodgange opmålt i de enkelte felter samt dybden til moniteringsboringerne under infiltrationsfelterne.

#### TABLE 6

OPMÅLT FOREKOMST AF BIOPORER MED DIAMETER OVER 4 MM I INFILTRATIONSFELTER TIL BROMID OG FARVETRACERFORSØG.

Infiltrationsfelt (0,1 mu.t)	INF2	INF3	INF5	INF7	INF9
Moniteringsboring	bor. m2	bor.m3	bor.m5	bor. m7	Bor. m9
(mu.t.)	(2,0)	(2,0)	(3,5)	(3,5)	(3,5)
Densitet af ormegange (bioporer >4 mm/m²)	36	37	53	40	69

#### 2.7.2 Infiltration og monitering

Bromidforsøgene er søgt "timet" således, at grundvandspejlet var beliggende umiddelbart under moniteringsboringerne i ved forsøgene start for at undgå afdrift og fortynding af den tilsatte bromidtracer pga. lateral grundvandsstrømning og indstrømmende grundvand uden bromid i boringerne. Forsøgene blev udført 21/5-23/05 og 14/8-8/9 2014 for hhv. boringerne i 2 mu.t. (m2 og m3) og 3,5 mu.t. (m5, m7, m9).

Inden påbegyndelsen af forsøgene blev jordsøjlen over moniteringsboringerne vandmættet ved infiltration af vand i forsøgsfelterne (ledningsvand fra Flakkebjerg forsøgscenter). Infiltrationen fortsattes indtil der skete indsivning i moniteringsboringerne. Ved den fulgte procedure er sikret, at strømningsfeltet over og under boringerne så vidt muligt er vandmættet og dermed at bioporer og sprækker er strømningsaktive ved påbegyndelsen af tracerinfiltrationen. Herved sker minimums tab af den tilsatte tracer og vand til opvædning af lermatrixen omkring de præferentielle strømningsveje.

Efter etablering af en så vidt muligt konstant vandindstrømning i moniteringsboringerne blev traceropløsningen tilsat infiltrationsfelterne. Traceren blev fordelt i infiltrationsfeltet vha. af siveslanger eller overløb fra en cirkulær rende med diameter 0,20m. Flowhastigheden af tilsætningen blev styret af trykhøjden i influentbeholderen med traceropløsningen, og i den efterfølgende udvaskningsfase, af samme trykhøjde i tilkoblede vandtanke med ledningsvand. Den vertikale bromidtransport fra forsøgsfelterne til moniteringsboringerne blev målt ved udtagning af vandprøver i tidsserie af det indstrømmende vand i boringerne. Vandprøverne blev udtaget ved tømning af boringerne ved hver vandprøvetagning. Herved er alt tilstrømmet vand i boringerne oppumpet og vejet, og de målte bromidkoncentrationer repræsenterer derved gennemsnitskoncentrationer i vandtilstrømningen mellem hver prøvetagning.

Efter afslutningen af bromidforsøgene blev der 13/9- 2014 infiltreret "brilliant blue" (BB) farvetracer (Flury & Flüher 1995) i forsøgsfelterne til de 3 moniteringsboringer i 3,5 mu.t. Tidligere anvendelse af BB i kombination med en konservative farvetracer (Na-Flourescein) har vist, at BB blue i en tilsvarende moræneler indfarver de samme makroporestrømningsveje, som den konservative farvetracer og derved ikke "overser" hydraulisk aktive makroporer, der ellers ville blive registeret med andre typer farvetracer (Jørgensen et al. 2002).

Pga. af pausen mellem bromid- og farvetracerforsøgene blev jordsøjlen over moniteringsboringerne inden infiltration af farvetraceren, igen vandmættet før farvetracerforsøgene efter samme procedure som ved bromidforsøget. Infiltrationen af bromid og farvetracer blev foretaget med samme infiltrationsrate og placering af tracertilførsel i infiltrationsfelterne, således at strømningsvejene i de to forsøg så vidt mulig er de samme. Ved BB forsøgets start stod vandspejlet i 5,71 mu.t i pejleboring p4,2 svarende til omkring 1,9 m under moniteringsboringerne. Infiltrationen blev udført d. 13/9-2014 samtidigt i de tre felter. I hvert felt blev infiltreret 40L BB og der var endvidere 20 mm nedbør i løbet af infiltrationen. I alt svarer den infiltrerede mængde til det estimerede samlede makroporevolumen pr. m² under infiltrationsfelterne. Felterne blev overdækket umiddelbart efter tracerinfiltrationen indtil udgravning af forsøgsfeltet blev påbegyndt d. 15/9-2015.

#### 2.7.3 Bromidanalyser

Bromid i jordvand blev bestemt ved anvendelse af LC-MSMS. Interfererende organiske molekyler fra jordvandet blev fastholdt på HPLC-kolonnen, mens bromid-ionerne passerede igennem uden nogen tilbageholdelse. Ved den massespektrometriske bestemmelse blev bromid-isotoperne m/z 79 og m/z 81 anvendt som kvantificerings- og qualifierioner. Under passage af massespektrometret blev der først låst fast på de to bromid-masser, hvorefter der blev påført spænding til fragmentering af eventuelle passerende organiske molekyler, der ikke var fanget af HPLC-kolonnen. Endelig blev der igen låst fast på ionerne 79 og 81. Herved blev der opnået en høj grad af specificitet over for de analyserede bromidioner. Der er analyseret direkte på de udtagne vandprøver uden nogen form for prøveforberedelse. Detektionsgrænsen blev fastlagt til 0,1 mg/L (ppm).

#### 2.8 Pesticid markforsøg

#### 2.8.1 Sprøjtehistorie, dyrkning og jordbehandling

Forsøgsmarkens sprøjtehistorien og dyrkning er vist i Tabel 7. Det fremgår, at marken har været dyrket økologisk frem til 2005. Ved efterfølgende sprøjtning er der ikke anvendt nogen af de stoffer der anvendes i det aktuelle forsøg bortset fra glyphosat, der har været anvendt i 2006 og 2007 (6 år før det aktuelle pesticidmarkinfiltrationsforsøg).

År:	Sædskifte:	Pesticidsprøjtninger (Pr.	Aktivstof:
	170 1		
2005	varbyg	ØKOIOGISK	
2006	Vinterhvede	1 tablet Express ST	Tribenuron-methyl
		0,5 L Starane 180S	Fluroxypyr
		3,0 L Glyfonova	Glyphosat
2007	Vinterhvede	1 tablet Express ST	Tribenuron-methyl
		0,5 L Starane 180S	Fluroxypyr
		RoundUp Bio	Glyphosat
2008	Vårbyg, korsblomstret	0,3 tablet Harmony Plus ST	Tribenuron-methyl,
	eneraigrøde	0,4 L Oxitril CM	Bromoxynil, Ioxynil
2009	Vårbyg	0,25 L Briotril 400 EC	Bromoxynil, Ioxynil
		0,75 tablet Harmony Plus ST	Tribenuron-methyl,
			thifensulfuron-methyl
	Efterår 2009	0,03 L DFF	Diflufenican
		0,15 L Oxitril CM	Bromoxynil, Ioxynil
		1,6 L Boxer	Prosulfocarb
2010	Vinterhvede,	0,03 L Hussar OD	Mefenpyr-diethyl
	korsblomstret efterafgrøde		Iodosulfuron-methyl
2011	Vårbyg efterafgrøde	20 g Zoom	Dicamba
2011	olieræddike	30 S 200m	Triasulfuron
	sheresuunte		

 TABLE 7

 FORSØGSMARKENS PESTICIDHISTORIE OP TIL DET AKTUELLE PESTICIDMARKFORSØG.

Tabel 8 viser jordbehandlingen og afgrøder i forsøgsperioden for dette forskningsprojekt. Indtil påbegyndelsen af projektet i september 2011 blev marken dyrket ved konventionel jordbehandling og derefter med reduceret jordbehandling. Den seneste pløjning blev foretaget i august 2011. Der er ikke udbragt gylle eller anden husdyrgødning på marken i projektperioden.

#### TABLE 8

DYRKNING OG JORDBEHANDLING AF FORSØGSMARKEN I DET AKTUELLE PROJEKT.

Dato	Sprøjtning	Såning	Høst	Pløjning	Reduceret jordbehandling	Maskintype
22/8 2011				Х		
24/8 2011		Olieræddike				
20/4 2012		Vårbyg			X	Vaederstad Rapid
1/9 2012			Х			
5/2 2013	1. sprøjtning					Forsøgssprøjte
3/5 2013		Vårbyg			X	Vaederstad Rapid
1/9 2013			Х			
6/11 2013	2.sprøjtning					Forsøgssprøjte
3/4 2014		Olieræddike			Х	Kverneland Accord m. rotorharve
30/7 2014			X			Flakkebjerg Høstmaskine
# 2.8.2 Sprøjtning i forsøg

De anvendte pesticider, sprøjtetidspunkter og doseringer i pesticidinfiltrationsforsøget fremgår af Tabel 9. og de sprøjtede arealer i forsøgsfeltet er vist i Figur 11.

Forsøgsfeltet blev sprøjtet 1. gang d. 5/2-2013. og 2. gang d. 6/11-2013 De anvendte stoffer og doseringer fremgår af Tabel 9.

# TABLE 9

ANVENDTE MIDLER VED	SPRØJTNING	GAF FORSØGSI	FELT D.5/2-201	3 OG 6/11-201	3.

Stof/	МСРА	Bentazon	Azoxy-	Propy-	Pendi-	Glyphosat	MCPP
handels-	Basagran	Basagran	strobin	zamid	metalin	Glyfonova	Forsøgs-
produkt	M75,	M75,	Amistar 1	Kerb 400 SC	Stomp,	Plus eller	præparat.
	4,75 l/ha	4,75 l/ha	l/ha	1,25 l/ha	4 l/ha	Roundup Bio	1 l/ha
						3,5 l/ha	
5/2-2013							Ikko
Dosering							udbrogt
aktivt stof,	0,356	1,188	0,250	0,50	1,60	1,26	uubragt
kg/ha							
6/11-2013							
Dosering							
Aktivt stof,	0,356	1,188	0,250	0,50	1,60	1,26	0,60
kg/ha							
5/2-2013							
Udbragt							The
aktivt stof,					100.0	-0.0	IKKe
gram på	22,3	74,4	15,7	31,3	100,2	78,9	udbragt
626m <sup>2</sup>							
6/11-2013							
Udbragt							
aktivt stof,	17,7	59,1	12,5	24,9	79,6	62,6	29,8
gram på							
497m <sup>2</sup>							

Der er sprøjtet i alt 2 gange med en blanding af pesticider, der omfatter tre forskellige pesticidtyper som repræsentanter for bredden af pesticidegenskaber: Glyphosat og pendimethalin, som repræsentanter for stærkt bundne pesticider, hvor kolloidtransport kan være den primære transportform, bentazon og MCPA som repræsentanter for pesticider i den vandopløselige ende og endelig azoxystrobin og propyzamid, som repræsentanter for pesticider med begrænset opløselighed. Herudover er der sprøjtet med MCPP ved den 2. sprøjtning mhp. at have en entydig indikator for transport, der alene stammer fra 2. sprøjtning.

Det fremgår af Figur 11, at der mellem 1. og 2. sprøjtning er etableret en sprøjtefri zone samt at markdrænet blev gravet op på de 4 nederste meter af forsøgsfeltet. Herved er sprøjtearealet ved 2. sprøjtning reduceret 21% i forhold til 1. sprøjtning (626 m² til 497 m²). Ændringerne er foretaget mhp. at forebygge risiko for evt. nedsivning af pesticider i en opstået udtørringssprække i gravegrænsen langs forsøgsfeltet (Figur 2 på ydersiden af moniteringsboringernes filterafpropning). Sprækken var opstået i jordoverfladen om sommeren mellem 1. og 2. pesticidsprøjtning og udsendte røg i forbindelse med røgforsøg i forsøgsfeltets markdræn, men havde derudover ukendt dybde. Efter pesticidforsøget blev evt. lækage til moniteringsboringerne testet vha. røggasforsøg i boringerne. Testen gav negativt resultat, bortset fra boring 1 (1 mu.t.), hvor der skete svag røgudsivning fra boringen til den opståede sprække. Denne udsivning skyldtes sandsynligvis lateral udsivning af opstigende røggas gennem udtørringssprækker i jorden over boringen og har derved formentlig ingen kontakt med boringen og den kunstige udtørringssprække som sådan. Der var således ingen indikationer på kontakt via udtørringssprækken til moniteringsboringerne og derfor vurderes der ikke at have været et forøget nedsivningspotentiale langs sprækken.



#### FIGUR 11

SPRØJTEDE AREALER VED 1. PESTICIDSPRØJTNING (ØVERST) OG 2. PESTICIDSPRØJTNING AF FORSØGSFELTET HHV. 5/2 2013 OG 6/11 2013.

#### 2.8.3 **Pesticidmonitering og prøvetagning**

Der er indledningsvist udtaget referencevandprøver fra alle boringer inden 1. pesticidsprøjtning 05.02.2013 og derefter er der udtaget vandprøver i tidsserie fra alle vandførende boringer (dvs. boringer under grundvandsspejlet) frem til 1/6 2013. Herefter er udvalgt 3 dybe boringer m5, m7 og m9 til fortsat monitering af tidsserien i forsøget.

Efter 2. sprøjtning 6/11, 2013 er der ved 1. prøvetagning udtaget vandprøver fra alle boringer i 1 mu.t. og 2 mu.t samt de 3 udvalgte dybe boringer. Derefter er der kun prøvetaget fra 1 af boringerne i hhv. 1 mu.t. og 2 mu.t., så længe disse var vandførende. Før prøvetagning er boringerne blevet renpumpet ved tømning og prøvetagningen blev foretaget af friskt tilløbet vand. Der blev renpumpet 20-25 liter/ m filter svarende til forskriften for vandprøvetagning i moniteringsboringer generelt og herunder GRUMO boringer (GEUS 2012). Ved udvalgte prøvetagninger er der udtaget vandprøve før renpumpning for at vurdere effekten af renpumpning på pesticidindholdet. Endvidere er renpumpning udeladt ved de 2 først prøvetagninger efter 2. pesticidsprøjtning for at måle pesticidnedsivningen ved naturlig infiltration, dvs. uden påvirkning af renpumpning.

Vandprøverne fra begyndelsen af forsøget til 30/5-2013 blev udtaget fra boringerne med en Honda benzinmotorpumpe efter oppumpning af 50 liter af det tilløbende vand efter renpumpning, hvorved pumpen blev grundigt gennemskyllet mellem prøvetagning i hver boring. Vandprøverne efter 1/5 2013 er udtaget med teflon vandhentere installeret i hver boring. Vandhenterne blev rengjort med methanol mellem hver prøvetagning. Vandprøverne blev overført direkte til rengjorte glasflasker og opbevaret i fryser (-25°C) indtil analyse.

Der blev udtaget jordprøver til pesticidanalyse i rustfri stålringe fra muldzonen og i furebunden af markdræn. Endvidere blev der udtaget jordprøver i vertikalt profil under udgravningen af forsøgsfeltet efter farvetracerforsøget ved boring m7. I den øverst 0,5 mu.t. er disse prøver udtaget som bulkprøver af makroporer og matrix, mens de under denne dybde er udtaget i par fra makroporer og matrix. Makroporeprøverne er udtaget ved afskrab fra "brilliant blue" farvede makroporevægge og de ledsagende matrixprøver er udtaget fra den omkringliggende matrix i en afstand på 3-5 cm fra makroporen. Der er endvidere udtaget referenceprøver fra makroporer og matrix umiddelbart ved siden af farvetracer infiltrationsfeltet. Jordprøverne er opbevaret i fryser (-25°C) indtil analyse.

# 2.8.4 Pesticidanalyser

De valgte pesticider blev efter prøveforberedelse analyseret ved anvendelse af LC-MSMS. Analysen krævede brug af tre forskellige instrumentelle metoder. MCPA, MCPP og bentazon blev bestemt ved electrospray med negativ ionisering i samme analysegang (Spliid et al. 2006). Azoxystrobin, propyzamid og pendimetalin blev bestemt ved electrospray og positiv ionisering (Spliid et al. 2006). Endelig krævede glyphosat og AMPA sin egen analysemetode (Simonsen et al. 2008).

Glyphosat og AMPA i vandprøverne blev derivatiseret med FMOC (fluorenylmethylchloroformat) og oprenset på fastfasekolonne inden instrumentel analyse. Øvrige pesticider kunne analyseres direkte.

Jordprøver blev ekstraheret med methanol inden analyse, bortset fra prøver til bestemmelse af glyphosat og AMPA. Disse prøver blev ekstraheret basisk med boratbuffer inden derivatisering og analyse. Detektionsgrænser fremgår af Tabel 10.

DETERTIONSONAENSERT	OK DESTEMINIE	LSE AF I ESTICIDER I	VAND OG JOKD	•
Stof	МСРА	МСРР	Bentazon	Azoxystrobin
Detektionsgrænse i vand	0,005	0,005	0,005	0,005
(µg/L)				
Detektionsgrænse i jord	0,1	0,1	0,1	0,1
(µg/kg)				
Stof	Propyzamid	Pendimethalin	Glyphosat	AMPA
Detektionsgrænse i vand	0,005 - 0,01	0,01	0,01	0,01
(µg/L)				
Detektionsgrænse i jord	0,1	0,5	0,5	0,5
(µg/kg)				

#### TABLE 10

DETEKTIONSGRÆNSER FOR BESTEMMELSE AF PESTICIDER I VAND OG JORD

# 2.9 Modellering

# 2.9.1 Modelbeskrivelse

Daisy er en jord-plante-atmosfære system model, der beskriver plantevækst, vand, varme, kulstof og kvælstof dynamik samt pesticiders skæbne i landbrugssystemer. Den er blevet udviklet over en årrække; første version af modellen er beskrevet af Hansen et al. 1990 og 1991. En oversigt over selve modellen, dens kalibrering, valideringen og anvendelse kan findes i Hansen et al. 2012b. I nærværende sammenhæng er vand- og pesticiddelen af modellen af særlig interesse og er beskrevet i detalje af Hansen et al. 2012a. I det efterfølgende gives en oversigt over modelkoncepter anvendt ved modelleringen af vandstrømning og stoftransport i jordmiljøet, samt de i modelleringen inkluderede pesticid processer.

I beskrivelsen af strømningen opdeles denne i 3 strømningsdomæner:

- 1. Omfatter de mindre porer (jordmatrix) op til en given ækvivalent porestørrelse (eller tilsvarende trykpotential). Strømningshastigheden beskrives ved Darcy's lov, dvs. den drivende kraft er en gradient det hydrauliske potential, heraf følger at strømningen påvirkes af tyngdekraften og kapillarkræfter. Der forudsættes kontinuitet i potentialerne og at strømningen er laminar.
- 2. Omfatter porer over ovennævnte porestørrelse (eller modvarende trykpotentiale). Denne porestørrelse kan sættes så den svarer til den typiske apertur i et sprækkesystem. I dette tilfælde korrigeres den hydrauliske ledningsevne så der tages hensyn til sprækkesystemet. Strømningshastigheden beskrives ved Darcy's lov. Den drivende kraft er gradienten i det hydrauliske potential, som er fælles med domæne 1. Der forudsættes altså kontinuitet i potentialerne og at strømningen er laminar.
- 3. Omfatter strømning i store porer (typisk bioporer) hvor man kan se bort fra virkningen af kapillarkræfter. De store porer er opdelt i poreklasser. I umættet zone vil strømningen typisk foregå som pulsstrømning (en stærkt turbulent strømning) eller som filmstrømning langs porevægen (Tofteng et al. 2002). Strømningen kan således ikke beskrives ved et udtryk der bygger på Poiseuilles lov. Strømningshastigheden bestemmes derfor vha. en vandbalance for den enkelte poreklasse, dvs. af til- og udstrømning samt ændring i opmagasinering. I umættet zone er strømningen i en poreklasse altså bestemt af tilstrømning og opfyldning af poreklassen. I mættet zone, hvor porerne er vandfyldte, er hypotesen at strømningen i en poreklasse. Der regnes med hydrostatisk tryk i den vandfyldte del af poreklassen. Poreklasser kan begynde ved jordoverfladen eller i jordmatrix og de kan ende i jordmatrix eller i dræn.

Trykpotentialet, der sammen med gravitationspotentialet, styrer vandstrømningen er bestemt ved en numerisk løsning til Richards ligning (kombination af massebevarelse og Darcy lov).

I strømningsdomæne 1 beskrives transport ved advektion og dispersion. I strømningsdomæne 2 beskrives transport ved ren advektion. Det antages at der i hvert strømningsdomæne hver for sig eksisterer lokal ligevægt i stofkoncentrationer. Transport i store porer foregår ved advektion under antagelse om fuld opblanding. Der sker udveksling mellem strømningsdomænerne under strømning; her er koncentrationsforskelle den drivende kraft i udveksling mellem domæne 1 og 2, mens udveksling mellem domæne 1 og 2 på den ene side og domæne 3 på den anden side er bestemt af strømretning og koncentrationen i kildedomænenet.

Når et pesticid udsprøjtes over en plantebestand kan en del af pesticidet opfanges i plantebestanden. Herfra kan det forsvinde fra systemet ved "dissipation" eller det kan vaskes ud af plantebestanden ved nedbør eller vanding og derved overføres til jordsystemet. Tilsvarende kan pesticid havne i planterester på jordoverfladen eller direkte på jordoverfladen. Vandstrømning bringer pesticid ind i jordsystemet. Hvis de store porer aktiveres kan pesticid følge denne vandstrøm. I jordmatrix kan pesticid sorberes, nedbrydes og optages af planter. Nedbrydning påvirkes af fugtighedsforhold, temperatur og dybde. Temperaturen simuleres vha. en energibalance model, hvor varmetransport sker ved konduktion og advektion.

I forbindelse med feltforsøget i Flakkebjerg blev etableret vandrette boringer til opsamling af vandprøver og disse boringer blev renpumpet i forbindelse med forsøget. Derfor er introduceret en ny komponent til modellering af denne. Samtidig er koden for stofberegningen ved tilstrømning til dræn modificeret så man kan trække stofkoncentrationen i det oppumpede vand på angivne pumpetidspunkter ud af modellen.

# 2.9.2 **Opsætning og kalibrering**

Daisy består af en modelkode med tilhørende parameterbibliotek. For at kunne anvende modellen på et konkret problem skal Daisy parameteriseres og drivvariable skal fremskaffes. Dette sker i praksis ved at skrive opsætningsfiler og disse filer udgør sammen med angivelse af den anvendte version af Daisy koden den præcise dokumentation af den parametriserede model. I det følgende skal gives et overblik over den information der anvendt.

Ved simuleringerne er anvendt Daisy version 5.20.

#### Vejrdata.

Simuleringen omfatter en opvarmingsperiode (03.02.2011 til 02.02.2013) samt en forsøgsperiode (02.02.2013til 26.09.2014). De i modelleringen anvendte klimatiske drivvariable (nedbør, globalstråling, temperatur, relativ luftfugtighed og vindhastighed) er sammensat fra flere kilder. I opvarmningsperioden blev anvendt timeværdier af nedbør målt på Flakkebjerg frem til ultimo 2013, herefter er anvendt døgnværdier af nedbør fra DMIs målestation i Slagelse (station 549020). I forsøgsperioden blev nedbør blev målt som 5-minuters værdier ved jordoverfladen på forsøgslokaliteten (dog er anvendt timeværdier fra DMIs målestation i Slagelse i perioden 15.01.2014 til22.01.2014 pga. problemer med den lokale nedbørsmåling). De øvrige vejrdata til brug i simuleringen (globalstråling, temperatur, relativ luftfugtighed og vindhastighed) er timeværdier målt på Flakkebjerg indtil ultimo 2013, dernæst dagsværdier fra DMI (Slagelse) i resten af perioden.

#### Jordopsætning.

TABLE 11

Tekstur er blevet målt ved forsøgsfeltet. I den nærliggende PLAP forsøgsmark på Fårdrup er der yderligere målt humus og tør volumenvægt for en række profiler (GEUS 2001). Ud fra teksturen målt på forsøgsfeltet valgte vi at bruge data fra "profil 3" som bedste match for forsøgsfeltet (Tabel 11). Horisonternes hydrauliske egenskaber er estimeret vha. pedo-transferfunktionen HYPRES (indbygget i Daisy).

Hori-	Dybde	% af te	ksturen i		Humus	Vol.				
sont						Vægt				
	cm	< 2	2-	20-	63-	125-	200-	500-	%	g/cm <sup>3</sup>
			20	2000						
Ар	0-25	15,7	13,3	12,4	21,8	13,4	16,4	4,6	2,4	1,52
Bt	25-100	17,5	12,5	13,8	19,6	12,4	17,2	6,8	0,2	1,70
Cc(g)	100-500	12,5	12,0	12,8	13,6	12,8	11,3	3,7	0,1	1,83

# TEKSTURDATA BENYTTET VED PARAMETERISERINGEN.

I Daisy bliver bioporer inddelt i en række klasser, hver identificeret med start og slut dybde, antal per areal, samt diameteren. Af numeriske hensyn bør antallet af klasser holdes moderat. På baggrund af registreringer af hydrauliske og røgaktive bioporer, samt af det totale antal bioporer, er 5 klasser af bioporer identificeret: 1) bioporer der starter i overfladen (om) og ender i 1 m dybde, 2) bioporer der starter i 0 m og ender i 2 m, 3) bioporer der starter i 0 m og ender i 3.5 m, 4) bioporer der starter i 2 m og ender i 3.5 m og 5) bioporer der starter i 0 m og ender i 1.2 m. De første 4 klasser er baseret på optællinger på jordfelter, mens den 5. klasse er baseret på antallet af kraftigt røggivende porer over drængrøften. I simuleringer, hvor drænrør også er medtaget er der på baggrund af tællingerne af svagt og kraftige røggivende bioporer samt vurdering i felten af de røggivende porers middeldiameter derudover oprette 2 klasser med direkte forbindelse til de dræn der findes i 1.1 m dybde med en drænafstand på 16 meter.

Da antallet af bioporer varierer over tid og desuden afhænger af den metode der anvendes til opgørelsen, har vi valgt at teste 3 forskellige opsætninger (parametriseringer).

- Den 1. bioporeopsætning er baseret på de tidlige optællinger og opmålingen af bioporediameter med skydelære samt bioporeklasse 5. Densitet af biopore over 1 mm i 1 og 2 m dybde (Figur 12; venstre) bliver i denne opsætning benyttet som antal af bioporer der ender i disse dybder. Dette er således et maksimalt estimat af, hvor mange porer, der kan have direkte eller indirekte forbindelse til jordoverfladen og samtidig ende i denne dybde. I 3,5 m dybde er densiteten sat til det maksimale antal biopore der kommer direkte fra overflade, svarende til de 28 bioporer/m<sup>2</sup>, der blev talt i 1,66 m<sup>2</sup>. For den 4. klasse (2-3,5 m) er densiteten sat til at være det halve af den maksimale densitet i 3,5 m dybde.
- 2. Den 2. opsætning er baseret på gennemsnittet af densiteterne af Brilliant Blue farvede pore i 1, 2 og 3,5 m dybde optalt under udgravningen ved boring m5, m7 og m9 kombineret med bioporeklasse 5 (Figur 13). For bioporeklasserne 1-3 gælder at den fundne gennemsnitlige densitet i de tre dybder 1, 2 og 3,5 m angives som densiteten af bioporer gående fra overfladen til hver enkelt dybde. For klasse 4 er halvdelen af det maksimale densitet af farvede bioporer fundet i 3 m dybde benyttet som densitet.
- 3. Den 3. opsætning er ligeledes baseret på de gennemsnitlige densiteter af Brilliant Blue farvede bioporer i 1, 2 og 3,5 m kombineret med klasse 5. Ved denne opsætning antages det at alle biopore der findes i de 3 dybder er startet ved overfladen og at de ender i en af fire dybder (1, 2, 3,5 og 4 m). Så af de 73 bioporer/m<sup>2</sup> der findes i 1 meters dybde fortsætter 48 bioporer/m<sup>2</sup> til minimum 2 meters dybde, mens 25 bioporer/m<sup>2</sup> stopper her. I 2 m stopper 15 bioporer/m<sup>2</sup> og i 3,5m stopper 33 bioporer/m<sup>2</sup>. Densiteten af porer mellem 2 og 3.5m er bestemt som i bioporeopsætning 2.

For hver bioporeopsætning benyttes 2 forskellige udgangspunkter (A og B) for parametriseringen af bioporernes diametre i klasserne 1-4. Den diameter, hvor mere end 50 % af bioporer er mindre end benyttes i A (Figur 12 højre) mens den maksimal diameteren for porerne benyttes i B (Figur 12 midt). I alle opstillinger er bioporediametrene baseret på opmålingerne med skydelære.



OPMÅLTE DATA FRA FORSØGSFELTET, (VENSTRE) DENSITET AF BIOPORER, (MIDT) DE MAKSIMALE PORE DIAMETER MÅLT OVER DYBDEN, (HØJRE) %- DEL AF BIOPORER MINDRE END EN GIVEN DIAMETER I 1M.U.T, 2 M.U.T. OG 3,5 M.U.T.



# FIGUR 13

BIOPOREDENSITET FRA DE TRE OPTÆLLINGER FORETAGET EFTER BB TILSÆTNING I INF5, ING7, INF9.

# TABLE 12

ENDELIG BIOPOREPARAMETRISERING AF MATRICE SOM BENYTTES VED MODELLERING AF BROMIDINFILTRATIONSFORSØGENE. NEDERST ER PARAMETRISERINGEN AF BIOPORE TIL DRÆN ANGIVET I TILFÆLDE HVOR DRÆN INDGÅR I MODELOPSÆTNINGEN.

		1. ops	ætning	2. ops	ætning	3. opsætning		
ų	m	Densitet pr	Diameter	Densitet pr	Diameter	Densitet pr	Diameter	
nete		m <sup>2</sup>	mm	m <sup>2</sup>	mm	m <sup>2</sup>	mm	
ian	0-1	200	5	73	5	25	5	
n)	0-2	100	1	48	1	15	1	
4 % mn	0-3,5	28	1	35	1	33	1	
50 in 1	2-3,5	150	1	47	1	47	1	
A - (m	0-1,2	0.75	10	0.75	10	0.75	10	
ks	0-1	200	10	73	10	25	10	
B - Ma	0-2	100	6	48	6	15	6	





# VISUEL AFBILDNING AF DENSITET AF BIOPORE MED DYBDEN I DE 3 BENYTTEDE OPSÆTNINGER.

#### Nedre rand.

I forsøgsområdet var der etableret 3 pejlerør til grundvandmåling suppleret med målinger i rør uden for markfeltet. Ved modelopsætningen er det valgt at benytte gennemsnitsværdien for grundvandsdybden målt i de 3 grundvandspejlerør fra selve området som nedre rand. Dette betyder dog ikke at vi ikke kan få dannet et sekundært grundvandsspejl i fx bromid-forsøgene, hvor der tilsættes store mængder vand.

#### Drift.

Ved simulering af bromidforsøgene skal der over kort tid fjernes meget vand fra jorden i dybdeintervallet hvorfra der pumpes (3,5 m - 3,8 m). Dette kræver en god hydraulisk forbindelse mellem bioporerne og dybdeintervallet hvor pumpningen fjerner vand, hvilket blev modeleret ved at indføre et sekundært domæne i dybdeintervallet. Det sekundære domæne har en hydraulisk ledningsevne på 1 cm pr time og aktiveres når trykket (h<sub>lim</sub>) er større end -5 cm. Den hydraulisk ledningsevne er således på niveau med bulk hydraulisk ledningsevne i 3,5 m i situationer med højt vandspejl, hvor der er vertikal strømning til moniteringsboringerne (bilag 3).



BENYTTET GRUNDVANDSSTAND VED KØRSLER I DAISY, BASERET PÅ MÅLINGER I 3 PEJLERØR PLACERET PÅ KANTEN TIL FORSØGSFELTET. I DIAGRAMMET ER DATOER FOR TILFØRSEL AF STOF (PESTICIDER OG BROMID) TIL OMRÅDET ANFØRT. FOR BROMIDINFILTRATIONSFORSØGENE ER DYBDEN AF BORINGEN HVORFRA UDLØBSKONCENTRATIONEN AF BROMID BLEV UNDERSØGT ENDVIDERE ANGIVET.

Der er forsøgsvist blevet forsøgt simuleret hvordan systemet ville reagere hvis der ved Boring m5: 1) ikke var biopore gående fra overfladen til 3,5 m dybde, 2) hvis der hverken var overflade forbundne eller biopore fra 2 meter til 3,5 m's dybde og 3) hvis der var 1 biopore fra overfladen til 3,5 m dybde. I alle 3 tilfælde crashede modellen 1,5 forsøgsdøgn efter tilførsel af bromid, dette skyldes formentligt at vandindholdet på dette tidspunkt var under 1% i pumpningsdybden (3,5 -3,8 m under terræn), hvilket giver en meget lav hydraulisk ledningsevne. Følgen heraf er at numeriken ikke kan imødekomme den påtvungne oppumpning.

I forsøgsperioden er jorden kun blevet tilsået ved direkte såning og efterfølgende høstet. Det vil sige at jordbearbejdningen på marken har været reduceret. Således blev marken tilsået med vårbyg 24/4 2012 og høstet 1. september samme år. Herefter lå marken brak til den atter blev tilsået med vårbyg 3/5 2013, med tilhørende høst 1/9 2013. Den 3/4 2014 blev forsøgsfeltet tilsået med olieræddike, som blev høstet 30/7i 2014. Da Daisys standard bibliotek ikke indeholder en parameterisering af olieræddike er der i opsætningen brugt vårraps brugt som substitut for olieræddike.

#### Bromid modellering.

Der er foretaget bromidinfiltrationsforsøg både i tilknytning til to boringer i 2m dybde i foråret 2014 og i tilknytning til tre 3,5m dybde boringer i efteråret 2014. I foråret blev der eksperimenteret med varierende infiltrationsrater, tilførselsmængder af bromid og pumpningsintensiteter. Dette skete i samme periode, hvor grundvandet stod relativt højt (2,7m dybde). Jf. afsnit 3.3.3 er der formentlig sket en betydelig ukendt grundvandstilstrømning til moniteringsboringerne i 2 m´s dybde, hvilket har betydet en høj risiko for at Br-koncentrationen er blevet stærkt fortyndet. Det er derfor i det følgende valgt at fokuserer på simulering af de dybe boringer.

For hvert bromidforsøg, er der på baggrund af måledata af vandings- og pumpningsmængder (L) estimeret gennemsnitlige og dermed tillempede vandings- og pumpningsmængder (L) i forskellige faser af forsøget (Figur 16.) Estimaterne er baseret på tilførselsarealets størrelse. I følsomhedsanalysen af bioporeopsætningen er mængderne af vand tilført og oppumpet tilpasset et forsøgsareal på 1,44m<sup>2</sup>, svarende til det potentielle overfladeinfiltrationsareal.



MÅLTE VANDINGS- OG UDPUMPNINGSMÆNGDER OVER TID SAMT STILISEREDE VANDINGS- OG PUMPNINGSMÆNGDER OVER TID BENYTTET I DAISY FOR DE TRE 3,5 M BORINGER (m5, m7 OG m9), HVOR DER ER FORETAGET BROMIDINFILTRATIONSFORSØG.

I udgravningerne af de tre profiler, der blev tilført bromid og Brilliant Blue, viste det sig at ikke hele det potentielle infiltrationsområde var blåfarvet. Med udgangspunkt i den bedste af de 6 bioporeopsætninger fundet fra simuleringer, hvor infiltrationsarealet var 1,44 m<sup>2</sup> er derfor foretaget yderligere simuleringer med 2 forskellige infiltrationsarealer. I den ene simulering er det valgt at mindske infiltrationsarealet til det halve, dvs. fordoble vandings og pumpningsintensiteten. Baggrunden for at halvere området er at arealet af blå farvet jord ved 0,15m ´s dybde i 1m<sup>2</sup> af det potentielle infiltrationsareal var mellem 0,25 m<sup>2</sup> og 0,81 m<sup>2</sup>. I den anden opsætning er infiltrationsarealet fordoblet, dvs. at vandings og pumpningsintensiteten er halveret. Baggrunden for at fordoble arealet er at middelstrømningstværsnittet (som estimat) i de tre boringer ligger mellem 2,8 m<sup>2</sup> og 3,7 m<sup>2</sup>. Da det ikke er hele strømningstværsnittet, hvori der er strømningsaktivitet, men kun i dele af det makroporøse system, er det i det videre arbejde valgt at tage udgangspunkt i det mindste middel strømningstværsnit svarende til en fordobling af det potentielle infiltrationsareal.

#### Pesticid modellering.

Der blev sprøjtet den 5/2 2013 og 6/11 2013. Glyphosat er parametriseret som i Hansen, et al. (2012), dvs. opsætningen inkluderer sorptionskinetik. De øvrige stoffer er parametriseret på basis af

data angivet i PPDB (Pesticide Properties DataBase, University of Hertfordshire. 2013; Tabel 13), hvor nedbrydning og sorption er karakteriseret ved henholdsvis 1. ordens nedbrydningskinetik og lineær sorption, dvs. ved en DT50-koefficient og en sorptionskoefficienten Koc. Dog er den angivne Koc for MCPA baseret på Sørensen et al. (2006). Opsætningen er endvidere baseret på FOCUS (2002), dvs. nedbrydning ophører under 1 m dybde. I den første version af opsætningen benyttes de i PPDB angivne middelværdier. Dette betyder at stoffer som bentazone, MCPP og MCPA skal opføre sig ret ens i Daisy-modeleringen, og tilsvarende må det som udgangspunkt forventes at azoxystrobin og propyzamid modelleres forholdsvis ens. Målingerne viser imidlertid at fx MCPA og bentazonekoncentrationer i flere tilfælde er størrelsesordener forskellige (afs. 3.4.2). For at evaluere dette undersøges det om man ved at inddrage variationsbredden af nedbrydnings- og sorptionsparametrer angivet i PPBD kan finde et mønster i pesticidudvaskningen, der svarer til det der aktuelt er målt.

# TABLE 13

ANVENDTE MIDLER OG MÆNGDER VED SPRØJTNING AF FORSØGSFELT DEN 5/2 2013 OG 6/11 2013. MIDDELVÆRDIER OG (RANGE) ER ANGIVET FOR NEDBRYDNINGS- OG SORPTIONSKOEFFICIENTER SOM DE ER FUNDET I PPBD: PESTICIDE PROPERTIES DATABASE. KOC FRA MCPA ER BASERET PÅ SØRENSEN ET AL. (2006); A-HORISONTER I AVEDØRE, MENS PARAMETRISERINGEN AF GLYPHOSAT TIL SVARER DEN ANVENDTE I HANSEN ET AL., (2012).

Stof	МСРА	Benta -zon	Azoxy- Propy- strobin zamid		Pendi- metalin	Gly- phosat	MCPP Mecoprop	
g/ha 5/2-2013	356	1188	250	500	1600	1260	Ikke udbragt	
g/ha 6/11-2013	285	945	200	400	1270	1000	475	
DT50(dage)	25 (7-41)	14 (4-21)	180 (120-262)	56 (18-85)	90 (27-186)	12 (5-21)	8.2	
Koc(ml/g)	35	55,3 (13-176)	589 (304-739)	840 (548-1340)	17581		47	
Kd(ml/g)						503		
Forventet mobilitet*	Mobil	Mobil	Lidt mobil	Lidt mobil	Lidt/ ikke- mobil	Ikke- mobil	Mobil	

\* Angivet i PPBD Pesticide Properties DataBase 2015

I opsætning er der pumpet og renpumpet fra tre dybder, mens der ikke er taget højde for, fra hvilken boring i den givne dybde der reelt er pumpet. Alle pumpninger er normaliseret til at de pumper fra hele det areal, hvor der er tilført stof. De påførte pesticidmængder (g/ha) svarer til at stoffet ved begge sprøjtninger er tilført 626m<sup>2</sup>. Derfor mindskes mængderne ved anden sprøjtning, hvor de i felten kun er tilført 497 m<sup>2</sup>.

# 2.9.3 Scenarier

Formålet med scenarieanalysen er at vurdere dybe biopores betydning for strømning og transport af pesticider til det øverste grundvand. I scenarierne antages det øverste grundvand at udgøres af en sand-aquifer, der er beliggende i 3-4 m dybde. Scenarierne er baseret på to jordprofiler, hvor den ene er Langvad-opsætningen fra Hansen et al. (2013) og den anden er Rørrende-opsætningen fra projektet "Jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskning til markdræn" (Petersen et al. 2015), specifikt forsøgsmark 4. I parametiseringen af bioporer skelnes der mellem øvre (ned til 2 meter) og dybe bioporer (dybere end 3 meter). For de øvre bioporer bruges opsætningen fra JB for Rørrendegård-jorden, og opsætningen fra Flakkebjerg for Langvad jorden. Dog er nogen af bioporeklasserne forlænget så de når ned til 2 meter. Nedre rand, sædskifte, pesticider og vejr er fælles for de to jorde. Udvaskningen simuleres for 9 forskellige modelpesticider og 3 forskellige applikationstidspunkter som følges separat, i alt 27 kombinationer.

I analysen er der arbejdet med følgende scenarier, som relateres til de dybe bioporer:

- Langvad (L-scenarier)
  - Ingen dybe bioporer, kun makroporer i de øverste 2m (LO)
  - Dybe bioporer, men afbrudt af et 20 cm tykt sandlag begyndende ved -180 cm (Ls)
  - Dybe bioporer, forbinder jordoverfladen med grundvandsmagasinet (Ld)
- Rørrendegård (R-scenarier)
  - Ingen dybe bioporer, kun makroporer i de øverste 2m (Ro)
  - Dybe bioporer, men afbrudt af et sandlag (Rs)
  - Dybe bioporer, forbinder jordoverfladen med grundvandsmagasinet (Rd)

Udvaskning i 3 meters dybde efter henholdsvis 1 og 4 drænsæsoner sammenlignes for alle kombinationer af vejr, jord, pesticider, applikation, og dybe bioporer.

#### Sædskifte og pesticider

I simuleringerne benyttes et ensidigt sædskifte med majs til ensilage. Modellen igangsættes efteråret forud for første såning af majs, for at opnå hydraulisk ligevægt forud for udbringning af pesticider. Derefter gentages majs til ensilage 5 år i træk, hvor pesticiderne udbringes det første år og følges de efterfølgende 4 år. Herved simuleres udvaskningen i alt over 4 dræningssæsoner. De benyttede model-pesticider udbringes på 3 forskellige tidspunkter det første år med majs, svarende til forår, sommer, og efterår. Herved repræsenteres tre forskellige niveauer af plantedække, da forårssprøjtningen sker ved lavt plantedække, sommersprøjtningen ved højt plantedække, og efterårssprøjtningen på bar jord. Alle pesticider udbringes med samme mængde: 1000 g/ha.

Pesticidernes fysisk-kemiske egenskaber varieres, hvilket er vist i Tabel14 herunder. Sorptionen beskrives ved en K<sub>oc</sub>-værdi, og som følgende en lineær isoterm. Nedbrydningen beskrives ved en DT<sub>50</sub> værdi. De to egenskaber kombineres, således at udvaskningen af 9 forskellige pesticider simuleres. De 9 forskellige pesticider udbringes som nævnt på 3 forskellige tidspunkter, hvilket resulterer i alt 27 pesticider per simulering.

EGENSKABI	EGENSKABER FOR MODELPESTICIDER										
	Nedbrydning – DT <sub>50</sub>	Sorption - K <sub>oc</sub>									
	(Dage)	(L/kg)									
Lav	5	40									
Mellem	50	400									
Høj	200	4000									

TABLE 14

# Vejr

Modelsimuleringerne drives af timeværdier af nedbør og døgnværdier af globalstråling, lufttemperatur, luftfugtighed (damptryk eller relativ fugtighed), 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, 2009).

Lange tidsserier af vejrdata med timeværdier er desværre sjældne. Der findes relativt lange tidsserier for nedbør, men de øvrige vejr-variable findes oftest kun som døgnværdier, og sjældent fra samme målestation, hvor nedbøren er målt. Kunstigt (statistisk) genereret vejr er derfor benyttet, hvilket til gengæld giver mulighed for at producere tidsserier af vilkårlig længde.

Den stokastiske nedbørsmodel, RainSim V3 (Burton et al. 2008), genererede 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).

Den kunstigt genererede nedbørsserie drev den statistiske vejr-generator, CRU-WG (Kilsby et al. 2007), som supplerede timeværdierne for nedbør med døgnværdier for det øvrige vejr (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 fandtes for de øvrige variable. Vejr-generatoren benyttede statistiske sammenhænge mellem nedbør og de øvrige variable fra observeret vejrdata, til at generere nyt vejr der matcher den 3000 år lange kunstige nedbørsserie. En mere dybdegående beskrivelse af metoden bag den kunstigt genererede vejrserie kan findes i Rasmussen et al. (2015).

Den færdige vejrserie til brug i simuleringerne er 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 simuleringerne mange gange, hvor den eneste forskel er vejret der driver den enkelte simulering. Ovennævnte scenarier er derfor gentaget 298 gange (2 af de oprindeligt planlagte 300 simuleringer resulterede i numeriske problemer).

#### Langvad

For Langvadjorden er brugt samme opdeling i horisonter, og samme teksturinformation, organisk stof, og tør volumenvægt indenfor hver horisont. Opdeling af stoftransport i matrix i to domæner (hurtigt og langsomt vand) følger Hansen et al. (2012). Den laveste horisont er justeret så den ender i 3 meter, som er vores udvaskningsdybde. HYPRES (Wösten et al, 1999) anvendes til at parameterisere en Mualem-van Genuchten model for de hydrauliske egenskaber. De anvendte værdier kan ses på sammen med oplysning om hydraulisk ledningsevne og vandindhold ved henholdsvis pF 1 og pF 2.

Bioporeopsætningen af de øvre (ned til 2 meter) bioporer er taget fra modelleringen af pesticidforsøget i indeværende projekt og fra Table 15 og 16. Dog er drænforbundene bioporer ikke medtaget, da udvaskning til dræn ikke er fokus, og undladelsen forsimpler beregningerne væsentligt.

# TABLE 15

HORISONTOPDELING FOR LANGVAD JORD. FOR HVER HORISONT ER ANGIVET OPDELING LER, SILT, OG SAND EFTER USDA TEKSTURKLASSIFIKATION, ORGANISK STOF (OM), TØR VOLUMENVÆGT (P<sub>B</sub>), GRÆNSEVÆRDI FOR DET PRIMÆRE OG SEKUNDÆRE TRANSPORTDOMÆNE (H<sub>LIM</sub>), UDVEKSLINGSHASTIGHED MELLEM DE TO DOMÆNER (A), SAMT HYDRAULISK LEDNINGSEVNE (K) OG VANDINDHOLD ( $\Theta$ ) VED HENHOLDSVIS PF 1 (-10 CM TRYK) OG PF 2 (-100 CM TRYK, KONVENTIONELT REGNET FOR MARKKAPACITET).

Langva	d	Teks	tur					Transport		Ledningsevne		Retention	
Dybde	Navn	Ler	Silt	Sand	ОМ	ρь	h <sub>lim</sub> α		К	К	θ	θ pF2	
									pF 1	pF 2	pF 1		
cm		%	%	%	%	g/cm <sup>3</sup>	pF	h-1	cm/h	cm/h	%	%	
0-20	Ар	16	22	62	2,1	1,4	2,8	0,00001	0,091	0,0031	37	27	
20-28	Plow	20	21	59	1,42	1,65	3,0	0,00003	0,007	0,0012	34	27	
	Pan												
28-40	EB	20	21	59	1,42	1,65	2,5	0,00001	0,015	0,0006	34	27	
40-70	EBg	20	21	59	0,5	1,65	2,5	0,00001	0,018	0,0005	34	26	
70-300	ECg	21	20	59	0,26	1,76	2,5	0,00001	0,010	0,0003	31	25	

#### TABLE 16

ØVRE BIOPORER PÅ LANGVAD.

Start	Slut	Tæthed	Diameter
Cm	cm	m-2	mm
0	200	15	6
0	120	0,75	10
0	100	25	10
0	100	25	10

#### Rørrendegård

Der er taget udgangspunkt i den seneste opsætning for Rørrendegård (forsøgsmark 4) fra projektet "Jordbearbejdningens indflydelse på pesticidudvaskning til markdræn" (Petersen et al. 2015). Også her bruges HYPRES til bestemmelse af hydrauliske parametre ud fra tekstur, og et system hvor der skelnes mellem et hurtigt og et langsomt domæne for transport af stof i jordmatricen. Ud over den transport som sker i bioporerne. Oplysninger om jordmatricen er opsummeret i Tabel 17 og øvre bioporer i 16. Igen er drænforbundene bioporer udeladt.

# TABLE 17

HORISONTOPDELING FOR RØRRENDEGÅRD JORD. FOR HVER HORISONT ER ANGIVET OPDELING LER, SILT, OG SAND EFTER USDA TEKSTURKLASSIFIKATION, ORGANISK STOF (OM), TØR VOLUMENVÆGT (P<sub>B</sub>), GRÆNSEVÆRDI FOR DET PRIMÆRE OG SEKUNDÆRE TRANSPORTDOMÆNE (H<sub>LIM</sub>), UDVEKSLINGSHASTIGHED MELLEM DE TO DOMÆNER (A), SAMT HYDRAULISK LEDNINGSEVNE (K) OG VANDINDHOLD ( $\Theta$ ) VED HENHOLDSVIS pF 1 (-10 CM TRYK) OG pF 2 (-100 CM TRYK, KONVENTIONELT REGNET FOR MARKKAPACITET).

Rørrendegård Tekstur			Transport		Ledningsevne		Retention					
Dybde	Navn	Ler	Silt	Sand	ОМ	ρь	$\mathbf{h}_{\mathrm{lim}}$	α	К	К	θ	θ
									pF 1	pF 2	pF	pF2
											1	
cm		%	%	%	%	g/cm <sup>3</sup>	pF	h-1	cm/h	cm/h	%	%
0-3	Overflade	10,7	22,2	67,1	2,5	1,32	4,0	0,00001	0,175	0,0045	42	28
3-25	Ар	10,7	22,2	67,1	2,5	1,42	2,8	0,00001	0,154	0,0040	39	26
25-33	PlowPan	14,8	21,4	63,8	1,6	1,75	3,0	0,00003	0,020	0,0007	31	25
33-120	Bt	22,2	19,5	58,3	1,6	1,66	2,5	0,00001	0,011	0,0004	34	27
120-	С	20,7	23,5	55,8	1,0	1,69	2,0	0,00010	0,014	0,0006	33	27
300												

#### TABLE 18

ØVRE BIOPORER PÅ RØRRENDEGÅRD.

Start	Slut	Tæthed	Diameter
cm	cm	m <sup>-2</sup>	mm
0	25	100	2
0	200	23	4
30	200	7	4
0	60	23	4

Nedre rand

Udvaskning i tre meters dybde for tre forskellige beskrivelser af nedre rand sammenlignes. Fælles for alle tre nedre rande og begge jorde er et sandlag der ligger mellem 3 of 4 meters dybde. Sandlaget antages at have forbindelse med et drikkevandsreservoir. Under sandlaget er nedre rand beskrevet med "aquitard" modellen, med et tryk i en underliggende aquifer der følger en årlig cyklus (Jørgensen & Spliid, 1998b), vist i Figur 17

Egenskaberne for sandlag og sandlinse er vist i Tabel 19, og egenskaberne for de dybe bioporer i Tabel 20.



GRUNDVANDSHØJDE VED LIGEVÆGT MED NEDRE RAND SOM FUNKTION AF DAG PÅ ÅRET. PERKOLATIONEN ER I HØJ GRAD DREVET AF FORSKELLEN MELLEM DENNE HØJDE OG DEN AKTUELLE GRUNDVANDSHØJDE I SIMULERINGEN.

#### TABLE 19

HORISONTER BRUGT I DE TRE SCENARIER FOR NEDRE RAND. FOR HVER HORISONT ER ANGIVET OPDELING LER, SILT, OG SAND EFTER USDA TEKSTURKLASSIFIKATION, ORGANISK STOF (OM), TØR VOLUMENVÆGT ( $\rho_B$ ), GRÆNSEVÆRDI FOR DET PRIMÆRE OG SEKUNDÆRE TRANSPORTDOMÆNE ( $h_{LIM}$ ), UDVEKSLINGSHASTIGHED MELLEM DE TO DOMÆNER ( $\alpha$ ), SAMT HYDRAULISK LEDNINGSEVNE (K) OG VANDINDHOLD ( $\Theta$ ) VED HENHOLDSVIS pF 1 (-10 CM TRYK) OG pF 2 (-100 CM TRYK, KONVENTIONELT REGNET FOR MARKKAPACITET).

Scenarier		Tekstur					Transport		Ledningsevne		Retention	
Dybde	Scenarie	ler	silt	sand	ОМ	ρь	$\mathbf{h}_{lim}$	α	К	К	θ	θ
									pF 1	pF 2	pF	pF2
											1	
cm		%	%	%	%	g/cm <sup>3</sup>	pF	h-1	cm/h	cm/h	%	%
300-	Alle	2,8	6,1	90,7	0,4	1,469	n/a	n/a	0,260	0,0003	33	13
400												
180-	Sand	1,5	1,9	96,4	0,2	1,507	n/a	n/a	0,377	0,00003	30	8
200												

#### TABLE 20

DYBE BIOPORER I DE TRE SCENARIER.

Scenarie	Start	Slut	Tæthed	Diameter
	cm	cm	m <sup>-2</sup>	mm
Direkte	0	350	33	3
Sand	180	350	47	3
Ingen	n/a	n/a	0	n/a

# 3. Resultater

#### 3.1 Geologi

#### 3.1.1 Morænestratigrafi

Den glaciale lagserie i Flakkebjerg er tidligere beskrevet af Klint & Gravesen (1999) omkring 4-500 m nord for det nærværende forsøgsfelt. Ved udgravningen af det aktuelle forsøgsfelt blev de samme enheder fundet som i den tidligere beskrivelse. Disse enheder er vist i Figur 18 og omfatter:

**Enhed 1:** (Topjord, o-ca. 0,5 mu.t. Agric horisont (USDA)). Består øverst af 0,25 - 0,3 m mørkebrunt muldlag og herunder af gulbrunt spættet og bioturberet muldholdigt sandet og siltet ler med indhold af grus og småsten. Enheden er righoldig på multiorienterede bioporer (diameterinterval < 1mm - ca. 12 mm). Stedvis forekommer 5-10 cm tynde horisontale 1-1,5 m lange sandlinser.

**Enhed 2:** (Sandet moræneler, 0,5-ca. 1,7 mu.t.). Består af mørk rødligbrun massiv lermatrix med prismeformet aggregatstruktur (5-7 cm aggregat kantlængde), som vertikalt gennemskæres af 1. ordens muldbelagte udtørringssprækker. Grænsen mellem kalkholdigt og kalkfattigt ler findes i 1,5 - 2 mu.t. Umiddelbart under denne grænse findes der genudfældninger af kalk langs sprækker og gamle bioporer fra højere oppe i profilet. Der er målt høj hyppighed af rodkanaler og ormegange (se afs. 3.1.3) i både sprækker og lermatrix. Rodkanalerne forekommer i matrix som solitære strukturer og som tæt netværk i 1. ordens sprækkerne sammen med ormegangene ned til ca. 1,5 mut. hvorefter hyppigheden aftager. Der findes ligeledes rodkanaler langs 2. ordens sprækker langs aggregatprismerne. Tilsvarende fremherskende forekomst af bioporer langs gennemgående 1.ordens sprækker er beskrevet ved Flakkebjerg af Klint og Gravesen (1999) og fra andre lokaliteter af Jørgensen (1990) og Jørgensen et al. (2002).

**Enhed 3:** (Sandet/siltet/leret sediment, ca. 1,5-2,4 mu.t.). Enheden er svagt udviklet og varierer på tværs af forsøgsfeltet fra leret og siltet sand til stærkt sandet og siltet ler. I de siltede/sandede partier er enheden stratificeret og "sheared" og bryder op i 1-2 cm tynde horisontale lag. Enheden har en lav gennemsnitlig hyppighed af bioporer dog med lokal høj hyppighed. Bioporer og sprækker har pseudogleypræg fra ca. 1,7-1,8 mu.t.

**Enhed 4:** (Moræneler, ca. 2-> 5,5 mu.t.). I de øverste 1-1,5 m består enheden af st. sandet moræneler med markant højere hyppighed af bioporer end den overliggende enhed 3. Bioporerne har pseudogleypræg og hyppigt indhold af rodrester og lejlighedsvis muldfarvede belægninger af nedvasket organisk materiale. Der er tidligere eksperimentelt påvist betydelig transport af tilsat partikulært organiske materiale i bioporer (Jensen et al. 1999). Muld- og pseudogleypræget i bioporerne ophører omkring 3 - 3,2 mu.t., hvilket også er max. dybde for observation af rødder. Udover solitære bioporer er observeret svagt udviklede overvejende 2. og 3. ordens tektoniske sprækker undtagelsesvis med indhold af rodkanaler og ledsagende pseudogleypræg.



TV.: GEOLOGISK PROFIL MED KORTLAGTE MORÆNEENHEDER OG STRUKTURER I FORSØGSFELTET. TH.: OPMÅLTE SPRÆKKER VIST I STEREOGRAFISKE PROJEKTIONER.

Ellers er sprækkerne overvejende fri for rodkanaler og jernoxidbelagte uden pseudogleypræg.

I den mellemste del af enheden, omkring 3 -4 mu.t., optræder en zone med skråstillede "shearende" sandlinser og sandlamina, der skærer de dybe moniteringsboringer i undersøgelsen, Figur 19. Sandlinserne er 1-10 cm tykke og 1-4 m i lateral udstrækning og hælder 9-14° mod S-SØ. Bioporer er fraværende under de tykkeste dels af sandlinserne, men trænger igennem på de tyndeste steder og mellem linserne.



#### FIGUR 19

KORTLAGTE SANDLINSER I 3-4 MU.T. VIST SOM LÆNGDESNIT (ØVERST) OG TVÆRSNIT (NEDERST) AF UNDERSØGELSENS MONITERINGSBORINGER m5-m9. ENDVIDERE ER VIST PLACERINGEN AF UNDERSØGELSENS INFILTRATIONSFELTER TIL FARVETRACER- OG BROMIDINFILTRATIONSFORSØG (AFS. 3.3). Målinger ved afsænkning af vandspejlet individuelt i moniteringsboringerne gav lille og langsom sænkningsrespons i naboboringerne, bortset fra mellem boring m7 og m6, hvor der er observeret hurtig sænkningsrespons og dermed kortslutning, formentlig via sandlinserne. I de øvrige boringer er der ingen indikation for en direkte forbindelse mellem boringerne via sandlinserne.

I ca. 3,8 mu.t. starter overgangszonen fra gulbrun oxideret lermatrix til reduceret grå lermatrix. Lermatrixen er gråbrun i overgangszonen (40-50 cm bred) og går gradvis over i gråt reduceret ler omkring 4,2 mu.t. Indenfor denne dybde får bioporerne markant udviklede belægninger af sekundær Fe/Mn mineraludfældninger og den ledsagende gråfarvning omkring bioporerne forsvinder gradvist. Der er endvidere ikke fundet umiddelbart synligt indhold af organisk materiale eller rodrester. Disse karakteristika bibeholdes til max. bioporedybde i ca. 5,4 mu.t (Figur 18). Tilsvarende i den nederste del af enheden, er sprækkerne jernoxidbelagte 1. og 2. ordens tektoniske sprækker, som er mere udviklede end de tektoniske sprækker i den overliggende moræneler.

I den tidligere nævnte undersøgelse af Klint & Gravesen (1999) var forekomsten af vertikalt gennemgående 1. ordens sprækker mere udviklet i de øverste 3-4 mu.t. af det geologiske profil end i den aktuelle undersøgelse, hvor der primært er 2. og 3. ordens sprækker, mens der først optræder 1. ordens sprækker fra omkring 4 mu.t. I den tidligere undersøgelse fandtes der rodkanaler i de markante 1.ordens sprækker, mens disse kun i ringe grad findes i de dybe 1. ordens sprækker i den aktuelle undersøgelse. Bortset fra de nævnte rodkanaler i sprækkerne forekom der ikke dybe bioporer (som solitære porer) på den tidligere lokalitet, mens disse er talrige i både matrix og langs udtørringsprækkerne i den aktuelle undersøgelse. Selvom de to moræner herved tilsyneladende afviger indbyrdes mht. makroporetype, er de ens i den forstand, at de aktive strømningsveje er repræsenteret af rodkanaler i eller udenfor sprækker, mens sprækker uden indhold af rodkanaler ikke er strømningsaktive som transportveje for tilsatte tracere (afs. 3.3.3 og Butzbach 2007). Forekomsten af de dybe rodkanaler i den aktuelle undersøgelse virker større (kvantitativ sammenligning ikke mulig pga. den delvis skjulte forekomst i sprækker på de sprækkedominerede lokaliteter) end i de tidligere undersøgelser og de vurderes, at repræsenterer worst-case lignende makroporeforhold mht. risikoen for pesticidudvaskning.

#### 3.1.2 Sprækker og bioporer

I Figur 18 er vist stereografiske projektioner med sprækkernes orientering (strygning og hældning) opmålt i de geologiske enheder i forsøgsfeltet. Det fremgår at sprækkerne i enhed 1 og 2 fortrinsvist er subvertikale med strygninger jævnt fordelt over hele kompasset. Dette sprækkemønster findes generelt i moræneler og er typisk for udtørringssprækker og frost/tø sprækker (Figur 20), som er fundet tilsvarende i de tidligere undersøgelser i Flakkebjerg af Klint og Gravesen (1999).

Fra 2- 3mu.t i enhed 3 og 4 har sprækkerne en foretrukken NV/SØ- lige strygningsretning (skæring med horisontalplanet) der indikerer en glacialtektonisk oprindelse sandsynligvis fra isfremstød fra SØ. Dybere i samme enhed skifter sprækkerne tilsyneladende strygningsretning til NØ/SV. Disse sprækker kan dog repræsentere det samme isfremstød, blot som andet sæt i et konjugerende sprækkesystem (Jørgensen 1990), hvilket indikeres af, at begge sprækkeorienteringer er fundet i hele intervallet 2-5 m dybde ved udgravningen af farvetracerforsøgene (afs. 3.3.3).



OVERFLADE AF VERTIKAL UDTØRRINGSSPRÆKKE MED MULDBELÆGNING SAMT INDHOLD AF ORME OG RODGANGE DER SES AT TYNDE UD NEDEFTER.

Figur 21 viser sprækkeafstande og sprækkelængder opmålt langs udgravede profiler i forsøgsfeltet. Det fremgår at sprækkeafstanden er let stigende med dybden fra Omkring 0,25 mu.t mellem udtørringssprækkerne i de øverste ca. 1,5 - 2 m, og stigende til max. 1 m i 5 mu.t. for de dybeste tektoniske sprækker.



#### FIGUR 21

OPMÅLT SPRÆKKEAFSTAND (VENSTRE) OG VERTIKAL SPRÆKKELÆNGDE OPMÅLT I UDGRAVNINGER VED (2012) OG I FORSØGSFELTET (2014). SE FIGUR 9 FOR PLACERINGER.

Udtørringssprækkerne i de øverste knapt 2 mu.t. repræsenterer 1. ordens sprækker med sprækkelængder mellem 1-1,5 m. For de observerede tektoniske sprækker herunder, er der fortrinsvist tale om små 3. ordens sprækker med længder fra 0,2 -0,5 m i de øverste 3-4 mu.t. Herunder vokser sprækkerne til 1. ordens sprækker med længder over 1 meter. Fra omkring 3 mu.t. er de dybe tektoniske sprækker typisk jernoxidbelagte og indeholder kun lejlighedsvis markeringer af rodkanaler eller geokemiske aftegninger efter nedbrudt rodmateriale (Figur 22, 23).



(VENSTRE) SPRÆKKER I VÆGGEN PÅ MONITERINGSBORING I 3,5 MU.T. OG (HØJRE) JERNOXIDUDFYLDTE SPRÆKKE OVER MONITERINGSBORING I 3,5 MU.T.

Der er indikation for, at de observerede sprækker har fungeret som vertikale vækstveje for rødder i mindre omfang end i tidligere undersøgelser i Flakkebjerg og andre steder (Klint & Gravesen 1999, Butzbach 2007, Jørgensen et al. 2002, 2004b). Erfaringen fra andre undersøgelser viser at graden af opsprækkethed og forholdet mellem sprækker og bioporer som makroporetype, kan skifte indenfor kort afstand (50-100 m), (f.eks. Jørgensen 1990, Jørgensen et al. 2008).



#### FIGUR 23

NV/SØ-STRYGENDE SPRÆKKER I 5 MU.T. MED MARKANTE UDFÆLDNINGER AF SEKUNDÆRE FE-MINERALER. BEMÆRK ASYMMETRIEN AF JERNOXIDFARVNING OMKRING SPRÆKKERNE DER MARKERER, AT UDFÆLDNINGERNE ER DANNET I FORBINDELSE MED STRØMMENDE VAND.

#### 3.1.3 Bioporer

Figur 24 viser forekomsten af bioporer i undersøgelsesfeltet fordelt på bioporetype, dybde og bioporediameter. Det fremgår, at ormegange (defineret som bioporer med diam. >4mm) findes med stor hyppighed ned til 1,5 mu.t. og klinger af i 2 mu.t., som den største dybde med fund af regnormegange. Regnormegangene er kendetegnet ved muldbelægninger og en relativ konstant diameter for den enkelte gang. Ormegangene er ledsaget af stor tæthed af rodkanaler (defineret som bioporer med diam. > 4 mm), hvoraf 90-95% i den øverste 1-1,5 m udgøres af et tæt netværk af fine bioporer i matrix med diameterstørrelser omkring 0,5-1,5 mm. Under denne dybde er rodkanalerne overvejende vertikale adskilte tubulære kanaler i massiv lermatrix, og er endvidere typisk markerede af sekundære mineraler og belægning, Figur 25.

Det fremgår af Figur 24, at der forekommer et minimum i bioporedensiteten i 2 mu.t., der er udviklet ujævnt i forsøgsfeltet. I 4 ud af 6 opmålte profiler har bioporedensiteten den viste bimodale opdeling i en øvre etage og nedre etage adskilt af det mere eller mindre markant udviklet minimum omkring 2 mu.t. Dette minimum følges af en markant stigning i bioporedensitet i 2,5-3 mu.t, hvorefter forekomsten igen falder jævnt til 4 mu.t og derunder klinger af og ophører omkring 5,5 mu.t. Den markante stigning omkring 3 mu.t. har ikke kunne knyttes til nogen synlig laggrænse eller skift i lithologi.

Det fremgår af Figur 24, at åbningsdiameteren af bioporerne sammen med spredningen af diameterværdierne falder med dybden fra de store ormegange med diameterværdier fra 4- 10 mm (der er observeret enkelte bioporer med diameter over 10 mm) til de mindste bioporer i 5 mu.t. med diameterværdier omkring 1 mm. Endvidere ses det, at omkring 15-20% af de målte bioporer er lukkede omkring 2-4 mu.t., mens der ellers generelt observeres åbne aperturer i bioporerne, figur 24. Der er opmålt samme dybde og tæthed af bioporer og rodkanaler (ikke vist) i de to udgravninger, der blev udført i 2012 (Figur 9).



#### FIGUR 24

VENSTRE: FORDELING AF BIOPOREDENSITET FORDELT PÅ DYBDE OG BIOPORETYPER. DATA INKLUDERER NETVÆRK AF FINE BIOPORER (D= 0,1-2mm), DER UDGØR 97-99% (> 10000/m<sup>2</sup>) AF RODKANALER I ØVERSTE 1,5 M. MIDT: PROCENT LUKKEDE BIOPORER. HØJRE: BIOPOREDIAMETER FORDELT PÅ DYBDER (NETVÆRKET AF FINE RODKANALER I ØVERSTE 1,5 M ER IKKE MEDREGNET, SE TEKST).

Figur 26 viser bioporer opmålt i horisontale snit. Det fremgår, at de dybe bioporer fra omkring 2 mu.t. stedvis viser tendens til at danner polygonmønstre (indtegnede stiplede linjer). Mønstrene antyder, at bioporerne til en vis grad følger sprækker selvom disse ikke danner synlige spor i form af kemiske udfældninger, udfyldninger eller en synlige aperturlinjer. Et tilsvarende polygonmønster af bioporer kan ikke umiddelbart erkendes i den øverste 1-1,5 mu.t. på trods af der her er observeret synlige udtørringssprækker med indhold af orme- og rodgange (Figur 26). Dette kan skyldes, at rødder og orme øverst i jordsøjlen i højere grad end dybere, trænger ned både langs og mellem sprækkerne. Kortlægningen antyder således, at de dybe rodkanaler i stigende grad søger ind i sprækker, eller svaghedszoner efter sprækker under 1-1,5 mu.t, hvilket også er kendt fra andre lokaliteter (f.eks. Jensen et al. 1999).



OPPEFRA MED URET: LÆNGDESNIT AF BIOPORE MED PSEUDOGLEYPRÆG OG MULDBELÆGNING (2,75-2,90 MU.T.), TO RODKANALER FRA 3 MU.T. MED PSEUDOGLEYPRÆG OG KALKUDFÆLDNING, TO RODKANALER (NEDERST) FRA 4 MU.T. MED AKKUMULERING AF SEKUNDÆRE Fe/Mn-MINERALER I KANALVÆG.



FIGUR 26 (FORTSÆTTES NÆSTE SIDE)

**(FIGUR 26 FORTSAT)** VERTIKALE SERIER AF KORTLAGTE BIOPORER PÅ UDGRAVEDE VANDRETTE FLADER UNDER INFILTRATIONSFORSØGS-AREALERNE INF5 OG INF7. ETHSTIPLEDE LINJER MARKERER TOLKEDE SPRÆKKER. (FOR PLACERING AF OPMÅLINGERNE SE FIGUR 9).

I de fleste tidligere undersøgelser, hvor rodkanaler følger sprækker har sprækkerne været synligt markerede, mens dette altså ikke er tilfældet på den aktuelle lokalitet. Figur 27 og Figur 28 viser udvalgte vandrette snit med optegnede bioporer, der er lagt over hinanden mhp. at undersøge evt. vertikal korrelationer. Det fremgår, at bioporerne fra 0,5 og 1 mu.t. i INF5 og INF9 (Figur 27) og fra 2-4 mu.t. i INF5 (Figur 28.) til en vis grad følger det samme subvertikale polygone sprækkesystem, der således ser ud til at være gennemgående i det geologiske profil. Genfindingen af dele af mønsteret heraf henover grænsen fra 2 til 3 mu.t. antyder, at de mange ekstra tilkomne bioporer i 3 mu.t. ikke skyldes en relikte forekomst under en glacial laggrænse, men at der er sket en spredning af rødderne i denne dybe. Samlet synes opmålingen at vise tendens til, at rodkanalerne følger sprækker uden jernoxidudfældninger i forsøgsfeltet, mens de ikke ses i de jernoxidmarkerede tektoniske sprækker i den underste del af profilen. Dette er forskelligt fra tidligere lokaliteter, hvor der har været en overvejende tendens til at rodkanalerne følger jernoxidmarkerede tektoniske sprækker (f.eks. Klint et al. 1999, Jørgensen et al. 2002, Rosenbom et al. 2008).



FIGUR 27 OVERLÆG AF BIOPORER I 0,5 MU.T. OVER 1 MUT. I (VENSTRE) INF5 OG (HØJRE) INF9.



FIGUR 28 OVERLÆG AF BIOPORER I 2,0 MU.T. OVER 3 MU.T. (VENSTRE) OG 3,0 MUT. OVER 4 MUT. I INF 5.

# 3.1.4 Biologisk genbrug af makroporer

Som nævnt er ormegange hyppigt forekommende i profilets udtørringssprækker, der i udtalt grad bruges, og som markante muldbelagte som kanalspor viser, genbruges som vækstveje af både orme og rødder. Figur 29 viser eksempel på en ormegang med indhold af en levende rod, der følger en sprække med konstant diameter ned til ca. 1,3 mu.t. hvor gangens diameter indsnævres og derunder gradvist aftager med dybden. Dette antyder, at ormegangen fortsætter vertikalt som rodgang og kan dermed være udtryk for at ormegangen oprindeligt er anlagt i en tidligere rodgang.



#### FIGUR 29

ØVERST: RODVÆKST I ORMEGANGE (0,75 MU.T.). NEDERST: ORMEGANG I ÅBNET UDTØRRINGSSPRÆKKE INDEHOLDENDE RODVÆKST OG MULDBELÆGNING (1,25-1,4 MU.T.). BEMÆRK ORMEGANGENS FORTSÆTTELSE SOM RODKANAL VED FORSNÆVRINGEN (MIDT I BILLEDE) OG FORGRENING (BUND AF BILLEDE).

Figur 30 viser er andet eksempel med en tilstoppet ormegang, hvor en planterod er vokset igennem tilstopningen og videre i forlængelsen af ormegangen.



#### FIGUR 30.

VENSTRE: UDFYLDNING AF ORMEGANG MED NEDFALDET AGRIC JORDMATERIALE I 1,3 MU.T. HØJRE: SAMME UDFYLDNING I ORMEGANG SET NEDEFRA MED SYNLIG BIOPORER, DER ER VOKSET GENNEM UDFYLDNINGEN I VERTIKAL FORLÆNGELSEN AF ORMEGANGEN. BEMÆRK OGSÅ SOLITÆR BIOPORER MED MULDPRÆG I MATRIX TIL VENSTRE FOR UDFYLDNING.

Ved optælling af bioporedensitet i 2012 og 2014 er ikke fundet indikation på, at den voksende regnormepopulation gennem forsøgsperioden (se næste afsnit) har betydet dannelse af flere ormegange under de øverste 10-20 cmu.t. fra starten af forsøget til 2014. Endvidere er der ikke observeret flere nye bioporer karakteriseret ved særligt tynd muldbelægning på overfladen. Dette antyder at de tilkomne orme primært har benyttet det eksisterende gangsystem.

Omfanget af genbrug af de eksisterende makroporer (pseudogley- eller muldprægede bioporer, eller bioporer med væsentlig større diameter end rodindholdet, se Figur 25 og 29) som vækstveje for rødder gennem jordlagene fremgår af Figur 31. Figuren viser den opmålte andel af i forvejen eksisterende bioporer med indhold af friske rødder fra den aktuelle afgrøde på forsøgsmarken (olieræddike). Det fremgår, at der er optalt levende/friske rødder i 50-60 % af de i forvejen eksisterende bioporer ned 2 mu.t. og at der forekommer enkelte rødder i bioporerne ned til 3,2 mu.t.



#### FIGUR 31

ANDEL AF GAMLE BIOPORER (PSEUDOGLEY-ELLER MULDPRÆGEDE, FIGUR 25, 29) MED INDHOLD AF FRISKE RØDDER FRA AKTUEL AFGRØDE (OLIERÆDDIKE) PÅ FORSØGSMARKEN. Thorup-Kristensen (2007) opgiver roddybden hos olieræddike til 2,5 mu.t., hvidkål til 2,5 m (og muligvis dybere), roer til 2,5 mu.t., hvede og byg til 1-2 mu.t. Madsen (1983) opgiver tilsvarende roddybder for f.eks. græs, frøgræs, byg og hvede på lerjord. Det er herudover kendt at rødder fra f.eks. vinterraps kan gå dybere end 2,5 mu.t. og at eksempelvis lucerne og familien vildrose kan have roddybder på 7- 10mu.t. For lucerne angives typiske roddiametre til væsentligt under 1 mm ved 3 mu.t. (Weaver 1926).

Evnen hos planterødder til lokalisering og nedtrængning i eksisterende makroporer er dokumenteret af f.eks. Nambier & Sands (1992) og rødders genbrug af eksisterende makroporer medvirker således sandsynligvis generelt til bevarelse af hydraulisk kontakt gennem dybe bioporesystemer i moræneler. Det skal bemærkes at de observerede levende rødder ofte har væsentlig mindre diameter end de rodkanaler de er observeret i, hvorved de formentlig ikke i fuldt omfang genskaber den oprindelige diameter af tilstoppede eller sammenstyrtede rodgange.





#### FIGUR 32

EKSEMPEL PÅ LEVENDE ROD I (VENSTRE ) 2,2 MU.T. OG (HØJRE) 3,1 MU.T, DER GENBRUGER EN KEMISK FORVITRET ÆLDRE RODKANAL SOM VÆKSTVEJ. BEMÆRK GRADSFORSKELLEN I UDVIKLINGEN AF DEN GRÅ RANDZONE OMKRING RODKANALERNE, HVOR DEN DYBESTE BIOPORE LIGGER MARGINAL IFHT. RØDDERNES MAKSIMALE NEDTRÆNGNING, MENS DEN ØVERSTE LIGGER I DYBDEN MED STØRST RODHYPPIGHED (FIGUR 31).

#### 3.1.5 Bioporer og pseudogleypræg

Som det fremgik af Figur 31 opdeles makroporesystemet i to etager defineret ved levende rødders tilstedeværelse i bioporerne ned til omkring 3 mu.t. og fravær i de dybere bioporer. Dette afspejles, som nævnt, også ved at der vertikalt er udviklet forskellig geokemi omkring makroporerne gennem jordlagene, Figur 33. Udviklingen er forsøgt beskrevet konceptuelt i Figur 34, hvor det afsatte døde rodmateriale i makroporerne (og evt. andet nedsivende organisk stof) danner grundlag for at der udvikles iltsvind lokalt i makroporerne ved høj grundvandsstand, som fortrinsvist forekommer i vinterhalvåret (Figur 50 ), (Jørgensen 1990, Jørgensen & Fredericia 1992, Jørgensen et al. 2004c). Ved længere vandmætningen kan der herved udvikles jern-reducerende forhold og pseudogleypræg af makroporevæggene, hvilket forekommer i den ene eller anden form i de fleste temporært vandmættede danske morænejordsprofiler (f.eks. Madsen 1983, Westergaard & Hansen 1997). Jørgensen et al. (2004c) målte udvikling af jernreduktion og opbygning af  $Fe^{2+}$  (0,8-3,4 mg/L) i makroporevand i moræneler efter 1-2 måneder med vandmætning (3,5 mu.t. i skov). Dette indhold kunne transporteres hurtigt ned gennem jordlagene med makroporestrømningen og evt. genudfældes, Figur 33 og Figur 34. Forsøgene indikerede endvidere, at jernreduktionen i makroporer kan udvikles væsentligt hurtigere på landbrugsjord, men at dynamikken i øvrigt variere betydeligt med typen og tilstanden af det organiske materiale samt tilførslen af ilt med infiltrationen.

I denne undersøgelse har bioporerne pseudogleypræg i intervallet 1,8- 3,2 mu.t., der markeres af markant gråfarvning omkring bioporerne ledsaget af en markant rustrød ydre rand af sekundære jernoxidmineraler, der står i kontrast til den gulbrune grundfarve af den øvrige lermatrix, Figur 33.



#### FIGUR 33

SAMMENFATNING AF OBSERVERET FORDELING AF BIOPOREDIAMETER (MAX.) OVER DYBDEN, AKTUEL BIOLOGISK UDNYTTELSE AF BIOPORER OG RELATERET BIOPOREGEOKEMI

Fra 3,2 mu.t. (svarende til den maximale nuværende roddybde) til bunden af profilen, er makroporerne alene markeret med udfældninger af Fe(III) mineraler direkte på og i bioporevæggene, dvs. der mangler den gråfarvede rand som indikation af pågået Fe(III)-reduktion, Figur 33. Den manglende gråfarvning indikerer, at der i længere tid sandsynligvis ikke har være reaktivt organisk materiale til stede i bioporerne, herunder rodnedtrængning fra landbrugsafgrøder på marken. I kombination med den markante opbygning af Fe/Mn udfældninger i bioporerne i samme dybde, antyder denne sammenhæng, at rodkanalerne er relikte, dvs. har oprindelse fra tidligere arealanvendelse og vegetation, som kan være træer. Sidstnævnte støttes af rodkanalernes dybde og størrelse i forhold til rødderne fra den nuværende afgrøde.

Ligesom bioporer har tektoniske sprækker under normal roddybde på landbrugsjord, oftest udfyldninger af sekundære Fe/Mn mineraludfældninger fra gennemstrømmende vand i sprækken (f.eks. Klint 1999, Jørgensen et al. 2001, 2002, Jørgensen et al. 2008). Dette tyder på, at sprækkerne oprindeligt har været åbne og strømningsaktive, men gradvist udfyldes ved oxidation og udfældning af udvasket Fe<sup>2+</sup> oppefra i jordlagene (jf. figur 34, Jørgensen et al. 2004c).

Når tektoniske sprækker har begrænset tilbageværende strømningsaktivitet (Figur 1) pga. jernoxidudfældning, mens dette ikke er tilfældet for bioporerne, kan dette skyldes dels rodkanalernes større apertur og dels, at rodkanalerne er væsentligt yngre end sprækkerne. Rødder fra skov har forekommet landsdækkende frem til for omkring 6.000 år siden, mens tektoniske sprækker har været eksponeret for strømning og sekundær mineraludfældning helt tilbage fra afslutningen af sidste istid (omkring 15.000 år siden) og muligvis endnu tidligere. Den omvendte proces, hvor der sker nydannelse af kanaler i jernoxidfyldte sprækker ved rodnedtrængning i sprækkerne, er beskrevet af Jørgensen (1990). Dette sker dels ved røddernes mekanisk dannelse af kanaler i sprækkevæggen og dels ved reduktiv opløsninge af jernoxidindholdet omkring rødderne ved disses nedbrydning, hvorved der dannes en bredere aperturkanal i sprækken (se Figur 79). Dette indikerer, at sprækkers strømningsaktivitet formentlig kan respondere i forhold til den aktuelle arealanvendelse og derved vil kunne reaktiveres som præferentielle strømningsveje i forbindelse med f.eks. skovrejsning på arealer med lang historie uden træbevoksning.



# FIGUR 34

PRINCIPMODEL FOR UDVIKLING AF PSEUDOGLEYPRÆG OG SEKUNDÆR FE/MN-MINERALDANNELSE OMKRING MAKROPORER I OXIDERET OG REDUCERET ZONE I MORÆNELER, EFTER JØRGENSEN (1990), JØRGENSEN & FREDERICIA (1992), JØRGENSEN ET AL. (2004c) OG WESTERGAARD & HANSEN (1997).

#### 3.2 **Regnorme**

# 3.2.1 Artssammensætning

Artssammensætningen af regnorme i forsøgsfeltet blev bestemt ved starten af forsøgsperioden. Sammensætningen af arter var som i typisk dansk landbrugsjord med de 4 arter: Allobophora chlorotica, Aporrectodea longa, Aporrectodea rosea og Lumbricus terrestris (0). Fundet af A. tuberculata, Stor grå orm, er usikkert, da der kun fandtes et juvenilt eksemplar, og juvenile er vanskelige at bestemme ud fra morfologiske karakterer. COI barcoden understøttede alle artsbestemmelserne, med en væsentlig undtagelse, hvor det viste sig at L. terrestris egentlig var *Lumbricus herculeus*. For nylig blev det erkendt at mange registreringer af *L. terrestris* i virkeligheden *er L. herculeus* (James et al., 2010). Da vi imidlertid kun har barcoded 1 individ, har vi i nærværende rapport beholdt navnet *L. terrestris*, men det skal opfattes som meget sandsynligt at det er *L. herculeus*, der findes som population på forsøgslokaliteten.

# 3.2.2 Populationsudvikling

Bestemmelsen af regnormebestanden viser samlet en pæn hyppighed ved de to første prøvetagninger på forsøgsmarken 2011-2012 på 228 [185-271]<sup>1</sup> indv. m<sup>-2</sup> og 69 g [53-85] friskvægt m<sup>-2</sup>, i betragtning af at der har været konventionelt dyrket med vår- og vinterafgrøder siden 2005 og formentlig også tidligere. *A. chlorotica*, Grøn orm, og *A. rosea*, Rosa orm, ændrede ikke deres antal signifikant fra 2011-2014, mens *A. longa* og især *L. terrestris* øgede deres antal signifikant fra 2011-2014 (Tabel 21). Tilsvarende udvikling er tidligere vist af Friss et al. (1999)

Til sammenligning blev ormebestanden i det vedvarende græsareal ved siden af forsøgsfeltet (Figur 2) karakteriseret i 2011 (n=2) og viste at biomasseandelen på 13% af Stor regnorm var meget større her smlg. med 3% i 2011 marken. Dette billede har dog ændret sig så der i 2014 var 20% ormebiomasse stammende fra *L. terrestris* i forsøgsfeltet.

#### TABLE 21.

# MIDDELVÆRDIER OG 95% KONFIDENSINTERVALLER (C.L.) FOR REGNORMEPOPULATIONER I OG OMKRING FORSØGSFELTET (SE FIGUR 2) I PERIODEN 2011 TIL 2014.

Middel antal og 95% C.L. indy. m²								
Species	Græseng	Efterafgrøde	Byg	Stubn	Stubmark			
	nov. 2011	nov. 2011	maj 2012	Nov. 2013		Sept. 2014		
		Ved ND			Ved ND			
	Ved forsøgsfelt	(forsøgsmark)	Ved forsøgsfelt	I forsøgsfelt	(forsøgsmark)	I forsøgsfelt		
A. tuberculata	0	1,6 [-2,0-5,2]	0	0	0	0		
A. chlorotica	408,0 [-304-1120]	123,0 [95-151]	218,0 [158-276]	282,0 [23-540]	186,0 [92-279]	198,6 [151-246]		
A. longa	120,0 [-388-628]	30,4 [13-48]	32,0 [19-45]	51,2 [29-73]	70,4 [12-129]	81,0 [61,3-101]		
A. rosea	120,0 [-185-425]	17,6 [5,0-30]	28,8 [14-44]	12,8 [-9,0-35]	9,6 [-1,3-21]	8,4 [3,6-13,1]		
L. terrestris	32,0	3,2 [-1,6-8,0]	1,6 [-2,0-5,2]	19,2 [2,6-36]	32,0 [12-52]	28,3 [19,7-36,9]		
Total abundance	680,0 [-845-2205]	176,0 [135-217]	280,0 [214-346	365,0 [90-640]	298,0 [181-414]	316,3 [262-370]		

A. tuberculata	0	0,9 [-1,2-3,0]	0	0	0	0
A. chlorotica	77,5 [-43-198]	30,4 [25-36]	43,1 [31-55]	64,0 [1,8-126]	36,8 [15-59]	47,0 [33,9-60,1]
A. longa	58,2 [-538-654]	14,3 [4-24]	38,3 [20-57]	33,5 [7,6-59,3]	53,7 [0,5-107]	49,3 [35,1-63,5]
A. rosea	19,7 [-81-121]	2,5 [0,4-4,6]	3,8 [1,9-5,7]	2,1 [-1,8-6,1]	0,9 [-0,8-2,7]	1,1 [0,4-1,7]
L. terrestris	23,5 [-109-156]	1,7 [-1,0-4,5]	3,1 [-3,9-10]	8,0 [-1,0-17]	17,6 [5,0-30]	28,4 [14,1-42,6]
Total fresh biomass	179,0 [-506-864]	49,7 [37-62]	88,3 [62-114]	108,0 [52-163]	109,0 [71-147]	125,8 [98-153]

<sup>&</sup>lt;sup>1</sup> 95% konfidensintervaller, C.L., er angivet i firkanteded parenteser [].

Der er ikke fundet indikation på, at de voksende populationer gennem forsøgsperioden har betydet dannelse af flere ormegange under de øverste 10-20 cm u.t. fra starten af forsøget i 2012 til 2014. Endvidere er der ikke observeret flere nye bioporer karakteriseret ved særligt tynd muldbelægning på overfladen. Formentlig sker der et udpræget genbrug af ormegangene, men alderen på regnormegange er ringe belyst i litteraturen, så vi kan kun gætte på at de formentlig må være mindst fra dekader til århundreder gamle (Don et al. 2008).

#### 3.2.3 Graveadfærd og vertikal udbredelse

Regnormes færdselsdybde i jordlagene blev undersøgt vha. uddrivelse af orme med AITC, der blev infiltreret på dertil udgravede terrasser i 0,25 -1,5 mu.t. Ved uddrivelsen blev fundet 4 adulte individer m<sup>2</sup> af Stor regnorm under 0,25 mu.t., 2 stk. under 0,5 mu.t. og 1 stk. under 1 mu.t. De var alle store adulte individer med en friskvægt på 2-4 g.

Den meget mindre endogæiske Grøn orm med en masse på omkring en tiendedel af *L*. *terrestris*,fandtes også ved denne uddrivningsteknik. Vi fandt 2 individer under 0,25 m og 1 individ under 0,5 m. Der blev ikke fundet orm under 1,5 mu.t og resultaterne er dermed i overensstemmelse med kortlægningen af store regnormegange, der ikke er observeret under 2 mu.t. (Figur 24).

#### 3.2.4 Fødebiologi

Regnorme opdeles i økologiske grupper, hvor vi her omtaler de anekiske - og endogæiske orm. De anekiske orm fouragerer på jordfladen og tager organisk materiale, førne, med ned i gangene, som er vertikale og kan gå ned til omkring to meters dybde. Den endogæiske orme er jordædende og lever i A horisonten og pløjelaget. Regnormenes  $\delta^{15}$ N adskilte tydeligt anekiske individer, Stor regnorm og Lang orm, fra de endogæiske livsformer, Grøn orm og Rosa orm. Således var Stor regnorms  $\delta^{15}$ N på 5.1‰. De endogæiske ormes  $\delta^{15}$ N på 6,7 [6.0-7.4] er signifikant højere end de anekiske orms  $\delta^{15}$ N på 4,7 [3,9-5,6] ‰, dvs. 2‰ højere, nogenlunde svarende til et trofisk niveau. Mht.  $\delta^{13}$ C var *A. longa* mere endogæiske med hensyn til trofisk position, idet deres  $\delta^{13}$ C var 2‰ højere end *L. terrestris*'  $\delta^{15}$ N, hvorfor de også kaldes "endoanekisk", en bladingsform mellem mellem anekisk og endogæisk.  $\delta^{13}$ C udstrakte sig over 4‰  $\Delta^{13}$ C enheder i denne rækkefølge med stigende værdier: *L. terrestris* -29.3 [-30.5 - -28.1], *A. longa* -27.4 [-27.9 - -26.8], *A. chlorotica* - 26.2 [-26.8 - -25.6] og *A. rosea* -24.9 [-25.5 - -24.3].



BIVARIANT PLOT AF ORMENES STABIL ISOTOP SIGNATURER. FØRNEÆDER ER DE ANEKISKE ORM OG JORDÆDERNE ER DE ENDOGÆISKE ORM.

# 3.3 Kortlægning af strømningsveje

# 3.3.1 Røggasforsøg fra mark til markdræn

Strømningsvejene fra markdræn og moniteringsboringerne til jordoverfladen og afgravede dybder er undersøgt vha. røggasforsøg. Udviklingen i antallet af røggivende makroporer på marken fra 2011 til 2014, er vist i Figur 36. Endvidere viser figuren udviklingen i antallet af anekiske orme (dybde gravende, se foregående afsnit 3.3.2).



UDVIKLINGEN AF RØGGIVENDE MAKROPORER OVER MARKDRÆN OG ANTAL AF ORM PÅ FORSØGSMARK FRA 2011-2014. ØVERST: TÆTHEDEN AF BIOPORER LANGS MARKDRÆN OG BORINGER(SE FIGUR 2). NEDERST: OPTALTE ANEKISKE ORME (LANG ORM, *A. LONGA* OG STOR REGNORM (*L. TERRESTRIS*) PÅ FORSØGSMARKEN.

Røggasforsøgene blev indledt i september 2011 i de to dræn nord og syd for forsøgsfeltet få uger efter forsøgsarealet var blevet tilsået med olieræddike. Inden såning var marken blevet konventionelt jordbehandlet og herunder pløjet. Ved forsøget blev iagttaget diffus opsivning af røggas fra markoverfladen over drænene, men ikke egentlige røggivende makroporer på marken. Ved næste forsøg i maj 2012, blev der heller ikke iagttaget egentlige røggivende makroporer over de to drænledninger. For at identificere om arealet adskilte sig væsentligt fra tidligere undersøgte arealer i Taastrup (Pedersen et al. 2013) blev de øverste 5 cm af markoverfladen afgravet over det nordlige dræn. Denne afgravning synliggjorde flere store røggivende makropore, der blot på dette tidspunkt ikke havde forbindelse til overfladen (Figur 37).



**FIGUR 37** FRIGRAVET RØGGIVENDE ORMEGANG I MAJ 2012 (5 CM DYBDE), HVOR DER IKKE BLEV OBSERVERET ORMEGANGE MED DIREKTE FORBINDELSE TIL MARKEN.

Ved målingerne 4 måneder senere i september 2012, blev der fundet 1 og 2,4 røggivende biopore pr. m drænrør i tilknytning til hhv. ND-drænet og forsøgsdrænet (Figur 38). For begge drænledninger gjaldt således, at antallet af røggivende bioporer steg fra første til anden måling.

På forsøgsmarken blev der også i maj 2013 fundet flere røggivende biopore mens antallet på NDdrænet stagnerede. Frem mod september 2013 faldt antallet af røggivende makroporer pr m i forsøgsområdet, mens det steg ved ND-drænet. Ved den sidste måling i 2014, hvor ND-drænet ikke længere var tilgængeligt blev der fundet det laveste antal røggivende makroporer langs drænrøret i forsøgsfeltet. Dette kan skyldes at der ved såningen i april 2014 blev anvendt en rotorharve, der har medført væsentlig større jordbearbejdening end de foregående år. Ved denne sidste optælling blev der også optalt røggivende bioporer over de 2 moniteringsboringer i 1 mu.t (m1 og m4, Figur 9), hvor tætheden af røggivende bioporer var af samme størrelsesorden som lang markdrænet. Dette indikerer samme grad af makroporekontakt til boringerne som til markdrænet, hvor kontakten har kunnet etableres i en lang årrække.



# FIGUR 38 RYGENDE ORMEGANGE MED DIREKTE KONTAKT TIL MARKEN I SEPTEMBER 2012. BEMÆRK TÆT KRUMMESTRUKTUR AF REGNORMEEKSKREMENTER PÅ MARKOVERFLADEN.

Generelt var de rygende porers afstand til drænet/boringen normalfordelt og fandtes indenfor en meter fra drænet/boringerne med enkelte undtagelser. Resultaterne kunne antyde at der ikke bare kommer flere rygende makroporer med tiden, men at det areal de findes på også forøges sideløbende. I gennemsnit blev 11% af de optalte røggivende bioporer bedømt som"kraftige". Det kunne observeres, at de kraftigt røggivende makroporer ofte udmundede i en biopore med en diameter på 1cm eller mere, mens de svagt røggivende bioporer generelt havde en væsentlig mindre diameter svarende til 2 mm. Dette indikerer at kontakten til drændybde sker både gennem de store regnormegange og mindre rodgange. Ved sammenligningen med udviklingen i antallet af anekiske orme i Figur 36, fremgår det, at udviklingen i rygende bioporer følger antallet af de dybt gravende orme. Det bemærkes, at de 2 udførte presticidsprøjtninger i projektet (afs. 3.4.2), er udført i perioden med maksimalt antal røggivende bioporer og dermed størst antal bioporer med direkte forbindelse til markoverfladen.

Sammenfattende viser forsøgene på forsøgsmarken, at der ikke forekom røggivende bioporer på forsøgsmarken efter konventionel jordbehandling i september 2011 og efterfølgende reduceret jordbehandling i maj 2012. Ved de første tælling med røggivende makroporer på markoverfladen i september 2012 (et år efter skift til reduceret jordbehandling) var antallet af røggivende makroporer pr meter på niveau med hvad der er fundet i Taastrup på 2 konventionelt bearbejde forsøgsled (Petersen et al. 2013). I perioden herefter, var niveauet som fundet i to forsøgsled med reduceret jordbearbejdning i Taastrup, men båndet omkring boringerne er større end vi tidligere har set. Faldet af røggivende bioporer på forsøgsfeltet ved afslutningen af forsøgsperioden viser, at der sker udsving, som muligvis kan rekateres til anvendelse af rotorhave i jordbehandlingen. Røgforsøgene antyder dermed som helhed, at der sker en vækst i antallet af bioporer med direkte kontakt til markoverfladen ved skiftet fra konventionel til reduceret jordbehandling. Dette falder sammen med den dokumenterede samtidige vækst i regnormebestand (afs. 3.3.2 og figur 36).
## 3.3.2 **Røggasforsøg i dybe moniteringsboringer**

Der blev der udført forsøg med røggas i alle dybe moniteringsboringer (m2 og m3 i 2 mu.t. og m5, 6, 7, 8, 9 i 3,5 mu.t) og foretaget inspektionen af evt. røggivning på jordoverfladen. Fra boringerne i 2 m's dybde blev der identificeret henholdsvis 4 og 8 rygende bioporer, hvoraf én biopore blev aktiveret af røgtilførsel til begge boringer, som lå med 2 m indbyrdes afstand. Derimod blev der på trods af meget omhyggelige undersøgelser af markoverfladen ikke identificeret røgafgivelse fra de 5 dybe boringer.

Røgforsøgene blev gentaget efter bortgravning til 1,5-1,8 meters dybde over boring m3 (2 mu.t.) og boring 5 samt 9 (3,5 mu.t.). Over de dybde kunne der ikke observeres røgaktive transportveje, mens der blev opmålt 11,3 rygende makroporer pr. m langs de 6 meter boringer der blev undersøgt. Røggivningen kom dels fra solitære bioporer i matrix og dels bioporer på sprækkeflader. Det blev noteret, at der formentlig kunne være talt flere røggivende porer, hvis ikke røgafgivelsen tættest på indblæsningen havde været så diffus som det var tilfældet. Dette røgforsøg viser således, at strømningskontakten til boringen sker både gennem bioporer der optræder som solitære kanaler i matrix og som følger udtørringssprækker.

Ved gentagelse af røgforsøgene i de dybe boringer m5 og m9 efter der yderligere var afgravet til 3,0 mu.t. til 0,5 m over boringerne, blev der forsat ikke registeret røggivning, selvom bioporer over boringerne var til stede i stort antal. Som alternativ til registrering af flow vha. røggas, blev det forsøgt at registrere dannelse af bobler i påført sæbeskum på jordoverfladen, Figur 39. Ved denne metode blev der registeret 12-24 små boblende bioporer pr. m (med diameter op til ca. 1 mm), som var sammenfaldende med de blåfarvede porer i udgravningsfeltet på den strækning af opmålingen, den overlappede med infiltrationen af farvetracer (næste afsnit). At røgpartiklerne blev filtreret fra i den første 0,5 m over boringen kan forklare, hvorfor der ikke på de tidligere forsøgsdatoer var identificeret rygende makroporer fra 3,5 mu.t.



### FIGUR 39

BOBLER I SÆBESKUM PÅFØRT AFGRAVEDE HORISONTALE FLADER I 3 MU.T I FORSØGSFELTET. ØVERST TV.(BORING m5): UDVIKLING AF BOBLE OVER MAKROPORE. NEDERST TV. (BORING m5):BRISTEDE BOBLER OVER BLÅFARVEDE BIOPORER. MIDT, (BORING m9): FLAGMARKERING VED BOBLENDE BIOPORER. HØJRE, (BORING m9): ZOOM PÅ BOBLENDE BIOPORE

## 3.3.3 Farvetracer- og bromidforsøg

Tracerforsøgene med bromid- og farvetraceren "brilliant blue" (BB) er udført i 1,44m<sup>2</sup> infiltrationsfelter i forsøgsfeltet over moniteringsboringerne i 2 mu.t. og 3,5 mu.t. Infiltrationsfelternes placering er vist i Figur 9. Etableringen af infiltrationsfelterne samt forsøgsproceduren er nærmere beskrevet i afs. 2,7.

#### Farvetracerforsøg

Farvetracerforsøgene blev udført ved infiltration af BB i forsøgsfelterne over de dybe boringer m5, m7 og m9. Infiltrationen viste, at der var meget hurtig og direkte hydraulisk forbindelse fra infiltrationsfelterne til moniteringsboringerne i alle 3 forsøgsfelter. Dette fremgår af, at oppumpet vand fra boringerne blev farvet kraftigt blåt indenfor ½-1 time efter farvetracertilsætningen.

Kortlægningen af farvetraceren ved udgravning efter forsøgene viser, at strømningen i den øverste meter af jordsøjlen hovedsagligt skete i de store ormegange efter *L. terrestris (L. herculeus)* samt *A. longa*, men også i mindre kanaler fra rødder og orme (Figur 40). De store ormegange ophører omkring kalkgrænsen i 1,5-1,85 mu.t., hvor den dybest sikre regnormeindikator med indhold af farvetracer er fundet i form af dvalehuler i 1,5-1,75 mu.t., formentlig efter Lang orm, *A. Longa* (Figur 40).

Fra 2 mu.t. udgøres strømningsaktive makroporer helt overvejende af de tubulære kanaler, der repræsenterer rodkanaler (Jørgensen et al. 2002, 2004c). Der er endvidere observeret enkelte brudflader langs sprækker med indhold af strømningsaktive kanalstrukturer, antageligt også efter rødder (Figur 40). Denne sidstnævnte type bioporeforekomst i sprækker er fremherskende i tidligere undersøgelser, hvor sprækkerne let har kunne identificeres pga. jernoxidudfældninger langs sprækkerne (Jensen et al. 1999, Klint og Gravesen , 1999, Jørgensen et al. 2002, 2008, Butzbach 2007). Sprækkerne er mindre udviklede og synlig i denne undersøgelse, hvilket umiddelbart gør det vanskeligere at identificere sammenhængen mellem sprækker og rodkanaler (afs.3.1.3).



FIGUR 40

ØV. TV.: FARVETRACER ORMEGANGE MED RODINDHOLD I UDTØRRINGSSPÆKKER. MIDT. ØV.: RØDDER I ORMEGANG. ØV. TH.: DVALEHULE I 1,6 MU.T. EFTER LANG REGNORM (DIAMETER 1-1,5 CM). ND. TV.: FORGRENING AF RODKANAL. MIDT ND.: KANAL-STRUKTURER PÅ BLOTLAGT SPRÆKKEFLADE. BEMÆRK INGEN STRØMNINGS LANGS SPRÆKKE BORTSET FRA I KANALERNE (3 MU.T.). ND. TH.: BIOPORER SET NEDEFRA PÅ GRÆNSEFLADE FRA MORÆNELER TIL SANDSLIRER OVER BORING m5 (FIGUR 42).

I Figur 41 er vist de kortlagte horisontale flader opsat i 3D-profiler af bioporer og sprækker med og uden indhold af farvetracer under infiltrationsfelterne. Det fremgår, at der forekommer et stort antal strømningsaktive bioporer fra toppen til bunden af de vertikale serier, mens der kun er observeret sprækkestrømning i underordnet omfang.

Bioporerne udgør kontinuerte tubulære makroporer. Der blev under udgravningen ikke observeret vertikal sammenkobling af bioporer via skærende sandlag, sandslirer eller sprækker. Det eneste observerede indslag af sand i farvetracerprofilerne var den skråstillede sandslire (10-14° SV-lig hældning), der skærer boring m5 i 3,5 mu.t. (Figur 19 og Figur 41). I Figur 42 er vist fordelingen af bioporer med og uden BB over og under denne sandslire, hvoraf det fremgår, at sandsliren skæres og blåfarves af bioporer med farvetracer (se foto i Figur 40), mens bioporer med BB generelt er fraværende under sandsliren. Sandsliren har således opsamlet strømningen fra bioporerne, som det sidste stykke vej til moniteringsboringen er sket langs sandsliren. Det fremgår endvidere at bioporer trænger igennem sandslirer, men at antallet af bioporer er lille hvor denne er tykkest (cirka 10 cm). Dette indikerer at rødderne, som har dannet bioporerne i forsøgsfeltet, har været i stand til at trænge igennem tyndere sandslirer, men standses af tykkere sandindslag.

Optællingen i profilerne i Figur 41 viser at, at antallet af bioporer med indhold af BB fra toppen af profilerne til 3 mu.t. stiger fra 72-332 i INF5, 166-474 i INF7 og 69-631 i INF9. Farvetraceren er således infiltreret i et relativt lille antal bioporer øverst i profilen, hvorfra strømningen har forgrenet sig ud i netværket af bioporer i dybden. Under 3- 3,5 mu.t. klinger den totale bioporedensitet gradvist af ned til omkring 5,5 mu.t., mens antallet af blåfarvede bioporer falder brat umiddelbart under moniteringsboringerne (Figur 43 og Figur 46). Forsvindingen af de strømningsaktive bioporer umiddelbart under moniteringsboringerne skyldes formentligt primært at moniteringsboringerne har opfanget hovedparten af den infiltrerende traceropløsning. INF5





INF7



**FIGUR 41 (FORTSAT).** KORTLAGTE HORISONTALTE FLADER OPSAT I 3D-PROFILER AF BIOPORER MED (RØDE PRIKKER) OG UDEN (BLÅ PRIKKER) INDHOLD AF FARVETRACER FRA JORDOVERFLADEN TIL 4 MU.T. VED BORING m7. AFSTANDE PÅ AKSER I METER. BB FARVEDE BIOPORER: ●; UFARVEDE BIOPORER: ●. SPRÆKKER MED BB: \_\_\_\_\_; SPRÆKKER UDEN BB: \_\_\_\_\_; MONITERINGSBORING: \_\_\_\_\_.

INF9



FIGUR 41 (FORTSAT). KORTLAGTE HORISONTALTE FLADER OPSAT I 3D-PROFILER AF BIOPORER MED (RØDE PRIKKER) OG UDEN (BLÅ PRIKKER) INDHOLD AF FARVETRACER FRA JORDOVERFLADEN TIL 4 MU.T. VED BORING m9. AFSTANDE PÅ AKSER I METER. BB FARVEDE BIOPORER: ●; UFARVEDE BIOPORER: ●. SPRÆKKER MED BB: \_\_\_\_\_; SPRÆKKER UDEN BB: \_\_\_\_; MONITERINGSBORING: \_\_\_\_\_.



# FORDELING AF STRØMNINGSAKTIVE BIOPORER OVER OG UNDER SANDSLIRER, DER SKÆRER MONITERINGSBORING m5 I INF5. ØVERST: VERTIKALT SNIT GENNEM SANDSLIRER. NEDERST: VANDRET SNIT GENNEM MONITERINGSBORING I 3,5 MU.T.

Mhp. nærmere tolkning af forsøgene skal bemærkes, at jordlagene under infiltrationsfelterne blev vandmættet umiddelbart inden forsøget og, at tilsætningen af farvetraceren skete under fortsat infiltration, efter der var sket vandgennembrud til moniteringsboringerne under felterne. Den anvendte forsøgsprocedure betyder, at makroporer, der ender blindt i lermatrixen, bliver vandfyldte med næsten stillestående vand inden tilsætningen af farvetracer og derved ikke gennemstrømmes af den efterfølgende infiltrerede farvetracer (Rosenbom 2005). Farvetraceren findes derfor i princippet kun i makroporer, som er indbyrdes forbundet og har aktiv afstrømning til moniteringsboringerne (eller forbi disse forudsat makroporerne har videre afstrømning til dybere strømningsregimer i eller under morænelerslaget).

Figur 43 viser den opmålte densitet (antal/areal) af bioporer totalt og af bioporer med indhold af farvetracer (strømningsaktive) i de tre profiler. Det fremgår, at den totale bioporedensitet falder 4-10 gange indenfor de øverste cirka 1-1,5 mu.t., mens densiteten af blåfarvede bioporer (strømningsaktive) er nogenlunde konstant. Denne fordeling indikerer umiddelbart, at omkring 25-90% af bioporerne ender blindt indenfor de øverste 1,5-2 mu.t., men det reelle tal er mindre da mange af de optalte bioporer uden farvetracer ligger perifert eller udenfor nedsivningsfelterne af farvetraceren i infiltrationsfelterne (Figur 43). Hvis kun områderne umiddelbart under nedsivningsfelterne medregnes, estimeres det at omkring 5-50 % af bioporerne ender blindt over 1,5 mu.t.

Nedsivningen af BB der ses i lermatrixen omkring bioporerne i Figur 44, er betinget af det tætte netværk af bioporer (>10000/m², Figur 24) der adskiller lermatrixen i de øverste 1,5 mu.t. fra den mere massive lermatrix herunder. BB findes nedsivet i lermatrixen omkring bioporerne ned til 1 mu.t.



FIGUR 43 OPMÅLT DENSITET AF BIOPORER MED OG UDEN INDHOLD AF FARVETRACER I INFILTRATIONSFELTERNE (INF 5, 7 OG 9).

Som nævnt er densiteten af de strømningsaktive bioporer nogenlunde konstant ned til 2 mu.t., men den vertikale forgrening betyder, at de strømningsaktive bioporer spredes over et voksende areal med dybden (Figur 41, og Figur 43).



### FIGUR 44

FORDELINGEN AF INFILTRATIONSAREALER (BB-INFILTRATION) I ØVERSTE AFGRAVNINGSDYBDE I DE 3 INFILTRATIONSFELTER (INF5, INF7, INF9) SAMMENHOLDT MED FOREKOMSTEN AF BIOPORER MED OG UDEN BB. DET FREMGÅR AT STØRRELSEN AF INFILTRATIONSAREALERNE VARIERER IMELLEM DE ENKELTE FELTER OG AT BB-TRACEREN INDENFOR DISSE ER NEDSIVET I BÅDE BIOPORER OG OMGIVENDE MATRIX. Som det blev vist i Figur 24, sker der en markant stigning i bioporedensitet i 3 mu.t. Denne stigning er dog kun fundet i INF7 og INF9, hvor den også ledsages af en stigning i antallet af strømningsaktive bioporer, Figur 41 og 43. Stigningen ses ikke i INF5 i 3 mu.t., hvorved der indikeres at forekomme en relativt markant forskel på bioporeprofilerne indenfor få meters afstand. Dette afspejler antageligt forskelle i den lokale vegetationshistorie for infiltrationsfelterne, men forskellen ses ikke afspejlet i den målte vertikale transportdynamik mellem infiltrationsfelter (se bromidforsøg, næste afsnit). Gennembruddet af farvetracer i moniteringsboringerne skete dog cirka ½ time langsommere i INF7 end i INF5 og INF9. Dette skal formentlig ses i sammenhæng med at der samlet blev registeret 13-19% flere strømningsaktive bioporer (bioporer med BB) og flere strømningsaktive sprækker i INF7, end i de to andre felter, hvilket, alt andet lige, vil have medvirket til større tilbageholdelse af traceren ved diffusion ind i matrix omkring bioporerne.

Som nævnt er sprækkestrømning som makroporestrømning mellem planparallelle vægge eller felter med større sprækkeåbninger underordnet i sammenligning med strømningen i solitære tubulære bioporer. Det fremgår af Figur 45, at forekomsten af sprækker varierer mellem de tre profiler med den største sprækkehyppighed i INF7. Den beregnede hydraulisk effektive sprækkeafstand (sprækker med BB) ses at følge samme dybdefordeling, som det totale antal sprækkespor (Figur 21), men er omkring 10 gange større end denne. Den relativt lille forekomst af strømningsaktive sprækker (som planare makroporer) i sammenligning med tidligere undersøgelser stemmer overens med, at der er registeret få udviklede tektoniske sprækker i de øverste 3-4 m af forsøgsfeltet, hvilket kan være forklaring på at rodvæksten ikke har været koncentreret i sprækker i samme grad, som observeret i flertallet af tidligere undersøgelser (f. eks. Jørgensen et al. 1998a, 2002, 2001, 2004b,c, Rosenbom et al. 2008).



#### FIGUR 45

OPMÅLTE STRØMNINGSAKTIVE SPRÆKKER I INF5-9. TIL VENSTRE: KUMULERET HORISONTAL LÆNGDE AF STRØMNINGSAKTIVE SPRÆKKE OPMÅLT PÅ DE KORTLAGTE VANDRETTE FLADER. TIL HØJRE: BEREGNET EFFEKTIV SPRÆKKEAFSTAND EFTER JØRGENSEN ET AL.( 2002), SOM AFSTANDEN MELLEM STRØMNINGSAKTIVE SPRÆKKER.

Selvom sprækkerne derved har underordnet betydning som aktive præferentielle strømningsveje i forsøgsfeltet har de, som nævnt, været kontrollerende som vækstveje for de rødder der har dannet bioporerne i profilerne, Figur 25, 41, 45.

Figur 46 viser figurer, hvor to vandrette snit, er lagt over hinanden mhp. at undersøge evt. vertikal korrelationer mellem bioporer og strømning henover den markant stigning i bioporedensitet der sker fra 2 til 3 mu.t i INF9 som eksempel. Overlægget antyder en tendens til at de mange strømningsaktive makroporer i 3 mu.t. arealmæssigt koncentrerer sig omkring de færre overliggende strømningsaktive kanaler i 2 mu.t. Samtidigt er en relativ stor andel af kanalerne i 3 mu.t. ikke strømningsaktive og dermed ikke har hydraulisk forbindelse til de overliggende strømningsaktive rodkanaler eller videre forbindelse nedefter (vandfyldte før infiltrationen af traceren). De ikke strømningsaktive kanaler svarer også til opmålte lukkede biopores andel i Figur 24.

Konklusionen er, at der kan aflæses en rimelig vertikal sammenhæng mellem de få strømningsaktive bioporer i 2 mu.t. og de underliggende felter med strømningsaktive bioporer, hvilket antyder at der sker forgrening af de øverste. Samtidigt er det samlede antal bioporer i 3 mu.t så stort og nogle ligger så langt fra de overliggende bioporer, at det forekommer svært at se forbindelsen. Der kan findes flere forklaringsmodeller, men en sandsynlig forklaring er, at enkelte lukkede bioporer over de isolerede bioporefelter i 2 mu.t. kan være blevet overset i kortlægningen.



### FIGUR 46

BIOPORER (RODKAKALER) PÅ VANDRETTE FLADER I INFILTRATIONSFELT, INF9. ØVERST: OVERLÆG AF ALLE BIOPORER I 1 MU.T. (SORT) OVER 2 MU.T. (RØD). NEDERST VENSTRE: OVERLÆG AF ALLE BIOPORER I 2 MU.T. (SORT) OVER 3 MU.T. (RØD). NEDERST HØJRE: SAMME BILLEDE, MEN VIST FOR ALLE STRØMNINGSAKTIVE KANALER I 2 MU.T (SORT) OG I 3 MU.T. STRØMNINGSAKTIVE (BLÅ) OG IKKE STRØMNINGSAKTIVE (RØD) KANALER. TIL GENEREL VURDERING AF VERTIKALE KORRELATIONER OG EVT. TENDENS TIL AT STRØMNINGSAKTIVE KANALER I 3 MU.T. ER HYPPIGST I OMRÅDER OMKRING DE OVERLIGGENDE STRØMNINGSAKTIVE KANALER I 2 MU.T. (SE TEKST).

Sammenfattende viser farvetracerforsøgene, at strømningsaktive orme- og rodgange i profilen over 1-1,5 mu.t både forekommer som solitære strukturer i lermatrix og følger sprækkestrukturer. Under denne dybde følger bioporerne (alene repræsenteret af rodkanaler fra 2 mu.t), fortrinsvist i dybe sprækkestrukturer i moræneleren. Dette er bedømt ud fra rodkanalernes fordelingsmønster, da sprækkerne ikke er umiddelbart synlige eller strømningsaktive i sig selv. Rodkanalerne beskriver overvejende polygonale mønstre der svarer til udtørringssprækker, der herved tilsyneladende forekommer som svaghedszoner for rodnedtrængning i forsøgsfeltet ned til 4 mu.t. Der er ikke fundet klar tendens til at rodkanalerne findes i de tektoniske sprækker, der er svagt udviklet i profilen ned til omkring 3 mu.t., men er stærkere udviklet i bunden af profilen pga. og synlige jernoxidudfældninger.

Rodkanalernes præference for nedtrængning langs sprækker, er kendt fra tidligere undersøgelser i Havdrup (Jørgensen 1990, Jørgensen et al. 2002), Hammel (Jensen et al. 1999), Skælskør (Jørgensen et al. 2001), Hinnerup (Jørgensen et al. 2004b), Flakkebjerg (Butzbach 2007) og Gjorslev (Rosenbom et al. 2009). Den nærværende undersøgelse skiller sig primært ud fra de forudgående ved, at sprækkerne med indehold af bioporer ikke har været umiddelbart synlige pga. manglende akkumulation af Fe/Mn forvitringsprodukter i og omkring sprækkerne. Bioporerne forekommer overvejende i polygone mønstre svarende udtørringssprækker på den aktuelle lokalitet, mens de primært er fundet langs tektoniske sprækker i tidligere undersøgelser. Det er fælles for denne og de tidligere undersøgelser, at sprækker uden indhold af rodkanaler ikke er strømningsaktive som præferentielle strømningsveje bedømt ud fra farvetracerforsøgene.

Som nævnt er sprækkerne i denne undersøgelse er sprækkerne endvidere ikke visuelt markeret af forvitringsprocesser eller nedfald i området 1,5-3 mu.t., hvilket formentlig afspejler at de i dette interval formentlig aldrig har været strømningsaktive modsat de dybere sprækker med markant udfyldning af forvitringsprodukter. Lukningen af sprækkerne i de øverste omkring 2 mu.t. i forsøget kan være påvirket af vandmætningen af infiltrationsfelterne der blev foretaget før infiltrationen af traceren. Ved naturligt vandindhold vil de øverste sprækker formentligt kunne være åbne periodisk i sommersæsonen. Udvaskning i forbindelse med episodisk nedbør kort tid efter pesticidsprøjtning i sommersæsonen kan derfor muligvis give et anderledes udvaskningsbillede end observeret i forsøget.

### Bromidforsøg

Bromidtraceren blev infiltreret identisk i INF5, INF7 og INF9 med farvetracerforsøget (afsnit 2.6 og Figur 9), hvorved infiltrationsvejene til moniteringsboringerne antages, at være ens i de to forsøg. Udover infiltrationen til de 3 dybe boringer blev bromid også infiltreret til de 2 boringer i 2 mu.t. (INF2 og INF3). Infiltrationsfelternes placering og beskrivelse af forsøgsproceduren fremgår af afs. 2,7 og kemiske analyseresultater af bilag 4 . Tabel 22 viser nøgletal for forsøgene og Figur 46 og Figur 47 viser bromid gennembrudskurver samt infiltreret og oppumpet vandmængde i moniteringsboringerne. Overordnet viser alle transportdata, at der er overordentlig direkte vertikal hydraulisk forbindelse i bioporerne gennem profilerne.

#### TABLE 22

### SAMMENFATNING AF NØGLEDATA FRA BROMIDFORSØGENE.

Infiltrationsfelt	INF2	INF3	INF5	INF7	INF9
Dybde, moniteringsboring (mu.t.)	2	2	3,5	3,5	3,5
Tilsat bromidopløsning (L)	39	34	38	36	36,5
Middelinfiltrationsrate 0-5 timer (mm/time)*	**	6	15	22	15
1. ankomst af bromid i boring (timer), {liter, infiltreret}, [liter, oppumpet fra boring]	0,1	0,2	0,6, {17},[6]	1,3, {37},[5]	1,1, {18},[5]
Vertikal transporthastighed af bromid v. 1. ankomst (m/time)	20,0	10,0	5,8	2,7	3,2
Opsamling af infiltreret vandmængde fra boring (%)	90	101	52	34	34
Opsamling af infiltreret bromid fra boring ( %)	9	23	25	14	10

\* Estimeret ud fra middelstrømningstværsnittet af

farvetracer fra 0-3 mut. i figur41.

\*\* 40 L puls infiltreret over 5 min

\*\*\* Max. Tid af exp. < 50 t

Moniteringsboringer 2 mu.t. (INF2 og INF3)

I INF 2 blev bromidtraceropløsningen tilsat som en kraftig puls (39 liter, Tabel 22) indenfor 5 minutter for at undersøge nedsivningen nær markens infiltrationskapacitet og dermed så vidt muligt vandmætning af de største ormegange. Det fremgå af Figur 47 og Tabel 22, at der skete gennembrud af "peak" værdien og samtidig ankomst af 10 liter vandpuls i moniteringsboringen 13 minutter efter pulsen blev tilsat i forsøget. Efter den hurtig passage af "peak" koncentrationen klinger koncentrationen relativt hurtigt af svarende til den observerede hurtig forbi-passage af farvetraceren ifht. lermatrixen. Den lille opsamlede mængde tracer ifht. tilsat mængde samt den store opsamlede vandmængde ifht. tilsat vandmængde (Tabel 22) indikerer, at der er sket tilstrømning af grundvand til moniteringsboringen uden indhold af tracer samt at en stor andel af traceren er blevet "hængende" i randen omkring nedsivningsfeltet ved den anvendte momentane pulstilsætning i forsøget.



**FIGUR 47** GENNEMBRUDSKURVER FOR BROMIDTRACER I MONITERINGSBORINGERNE I 2 MU.T. FRA INFILTRATIONSFELTERNE INF2 OG INF3.

I INF3 er infiltrationen sket over en længere periode og derved betydeligt under markens infiltrationskapacitet, men dog svarende til kraftig nedbør (Tabel 22). Det fremgår, at den vertikale transporthastighed til moniteringsboringen alligevel ligger tæt på forsøgsresultatet for INF2 (Tabel 22), men Figur 47 viser, at koncentrationen svinger betydeligt under infiltrationen, hvilket er fortyndingsbetinget. Der er sket vekslende fortynding ved at større eller mindre mængde bromidopløsning (betinget af flow raten) er blevet opblandet i en konstant tilstrømning af grundvand til boringen, der tillige er foregået. Grundvandstilstrømningen dokumenteres af vandstandspejlinger inden tracertilsætningen (ikke vist) og af, at der er oppumpet mere vand fra moniteringsboringerne end der er infiltreret i forsøget.

Selvom de målte nedsivningskoncentrationer dermed må være lavere end de reelle værdier pga. grundvandsfortyndingen, indikerer de 2 forsøg, at der sker meget hurtig og effektiv transport fra marken til 2 mu.t., hvilket er i overensstemmelse med farvetracerforsøgets indikation af, at strømningen fortrinsvist er sket i de store ormegange ned til 1,5-2 mu.t.

### Moniteringsboringer 3,5 mu.t. (INF5, INF7, INF9)

Bromidinfiltrationsforsøgene over de 3 dybe boringer (Figur 48) viser et ensartet gennembrud af bromidtraceren med ankomsttider indenfor 1-1,3 time efter tilsætningen (Tabel 22). Dette er i overensstemmelse med de observerede ankomsttider af BB i farvetracerforsøget. De ledsagende infiltrerede og oppumpede vandmængder er hhv. 17-37 L og 5-6 L, hvilket vidner om et meget lille volumen af aktive strømningsveje der har transporteret traceren. Selvom bromidtransporten i INF5, 7 og 9 sker meget hurtigt, viser forsøget en betydelig opbremsning ifht. transporthastighederne til 2 mu.t. i INF 2 og INF 3. Dette er i overensstemmelse med det fald i maksimal bioporestørrelse, der er observeret omkring 2 mu.t. (Figur 33).



**FIGUR 48.** GENNEMBRUDSKURVER FOR BROMIDTRACER I MONITERINGSBORINGERNE I 3,5 MU.T. FRA INFILTRATIONSFELTERNE INF5, 7 OG 9. (FORTSÆTTES NÆSTE SIDE)



### FIGUR 48. FORTSAT

Overordnet er gennembrudskurverne i INF5, 7 og 9 tilnærmelsesvis identiske, hvilket antyder en høj grad af ensartethed mht. makroporetransportvejene i forsøgsfeltet. Der er dog mindre forskelle, som f.eks., at de maximale gennembrudskoncentrationer i INF7 er halvt så store som i INF5 og INF9. Dette falder sammen med, at der er observeret flere strømningsaktive bioporer og sprækker i INF7 end i INF5 og INF9, og at BB i farvetracerforsøget også brød langsommere gennem i INF7 end i INF5 og INF9.

Sammenfattende vurderes bioporene, at repræsenterer worst-case lignede makroporeforhold for danske moræneaflejringer på grundlag af deres direkte hydrauliske forbindelse fra jordoverfladen til reduceret zone i morænen og bulk-morænens og makroporenes højere hydrauliske ledningsevne (bilag 3) end på de fleste tidligere undersøgelseslokaliteter (f.eks. Jørgensen et al. 2008, GEUS 2009b).

## 3.4 Pesticidmarkforsøg

Pesticidforsøget blev udført som markforsøg, hvor nedsivning til moniteringsboringerne dækker et betydeligt område og volumen af moræneler end farvetracer- og bromidforsøgene. Endvidere er infiltrationen og dermed pesticidudvaskningen drevet af det naturlige klima, der er blevet registreret løbende under forsøget.

## 3.4.1 Hydrologi og klima

Figur 49 og Figur 50 viser ugentlige værdier for hhv. nedbør samt trykniveauet i pejleboringer i forsøgsfeltet sammenholdt med pesticidsprøjtetidspunkter og vandprøvetagninger for pesticider fra moniteringsboringerne. Endvidere viser Figur 51, målte luft- og jordtemperaturer.



## FIGUR 49

UGENTLIG NEDBØR I PESTICIDFORSØGSFELTET SAMMENHOLDT MED PESTICIDSPRØJTETIDSPUNKTER.



UGENTLIGE VANDSPEJLSMÅLINGER (VSP) I PESTICIDFORSØGSFELTET. ENDVIDERE ER ANGIVET VANDPRØVETAGNING I MONITERINGSBORINGER OG PESTICIDSPRØJTETIDS-PUNKTER. BORINGERNE BELIGGENHED OG FILTERPLACERING FREMGÅR AF HHV. FIGUR 4 OG FIGUR 3.



### FIGUR 51

LUFT- OG JORDTEMPERATUR I PESTICIDFORSØGSFELTET SAMMENHOLDT MED PESTICIDSPRØJTETIDSPUNKT OG VANDPRØVETAGNING.

Det fremgår, at de 2 pesticidsprøjtninger er foretaget ved hhv. ved højt vandspejl og meget ringe nedbør efter sprøjtning, og lavt vandspejl og høj nedbør efter sprøjtning. Herudover er der lave luftog jordtemperaturer med relateret frost/tø og snesmeltning (vinter) ved første sprøjtning, mens der er relativt høje efterårstemperaturer i luft og jord ved 2. sprøjtning.

## 3.4.2 Pesticidforsøg

I pesticidforsøget er der sprøjtet 1. gang d. 5/2-2013. og 2. gang d. 6/11-2013. Pesticiderne omfatter tre forskellige pesticidtyper som repræsentanter for bredden af pesticidegenskaber: (1) Glyphosat og pendimethalin, som repræsentanter for stærkt bundne pesticider, hvor kolloidtransport kan være den primære transportform, (2) bentazon og MCPA som repræsentanter for pesticider i den vandopløselige ende og endelig (3) azoxystrobin og propyzamid, som repræsentanter for pesticider med begrænset opløselighed.

Tidspunktet for 1. sprøjtning (februar 2013) er ikke repræsentativt for normal anvendelse af pesticiderne, men repræsenterer dog udvaskningsbetingelser for evt. pesticidrester f.eks. fra efterårssprøjtning med glyphosat, pendimethalin, azoxystrobin og propyzamid (GEUS 2009a). F.eks. propyzamid kan dog anvendes i februar og marts. Den 2. sprøjtning svarer til sen efterårssprøjtning med glyphosat, pendimethalin, propyzamid og azoxystrobin (GEUS 2009a), men er ikke repræsentative for bentazon og MCPA, der kun er godkendt til anvendelse i forår og sommer. Det sprøjtede areal og placeringen af moniteringsboringer er vist i Figur 11 og de anvendte doseringer af stofferne fremgår af Tabel 9. Pesticidanalyseresultater er vist i bilag 4. I Figur 52 er vist de målte tidsserier af pesticidudvaskningen i moniteringsboringerne for boringsdybderne 1 mu.t. (2 boringer), 2 mu.t. (2 boringer) og 3 mu.t. (5 boringer).

### Udvaskning efter 1. pesticidsprøjtning

Umiddelbart efter 1. sprøjtning (5/2- 2013) indtraf en periode med frost og sne, der varede indtil kort tid før 1. vandprøvetagning. Prøvetagningen blev udført i forbindelse med tø og snesmeltning 17 dage efter sprøjtningen (Figur 51), hvor den samlede nedbør efter sprøjtningen var 9 mm (Figur 49) og overvejende som sne.

Det fremgår af Figur 52, at alle de udsprøjtede pesticider er fundet 1 og 2 meters dybde allerede ved 1. prøvetagning. De højeste koncentrationer er som forventeligt målt i 1 m boringerne, hvor der er målt høje koncentrationer særligt af bentazon (14  $\mu$ g/l), høje koncentrationer af glyphosat (0,02-2,48  $\mu$ g/l), samt i en af 2 m boringerne, tillige AMPA (0,12  $\mu$ g/l).

I de dybe boringer (3,5 mu.t.) er kun fundet bentazon (0,005-1.35  $\mu$ g/l), MCPA (0,007-0,07  $\mu$ g/l) og propyzamid (0,008-0,017  $\mu$ g/l). Dette billede fortsætter i den efterfølgende tidsserie, hvor ingen af de lavmobile stoffer, pendimetalin, azoxystrobin, glyphosat eller AMPA er fundet i de dybe boringer.

Efter 2. prøvetagning aftager indholdet af pesticiderne generelt i løbet af tidsserien i de dybe boringer (3.5 mu.t.). Ligesom i de overfladenære boringer er bentazon det stof der optræder med størst koncentration og mest vedvarende, mens de øvrige stoffer er faldet til under detektionsgrænsen ved den sidste prøvetagning i tidsserien, koncentrationen af bentazon er < 0,005-0,9 µg/l. Samlet viser forsøget tilstedeværelse af et meget stort iboende transportpotentiale i jorden ved at der i begyndelsen af perioden har været meget lidt nedbør, men der alligevel er sket betydelig udvaskning. Den faktisk skete udvaskning kan i høj grad henføres til den lave jordtemperatur (Figur 51), der har bevirket at pesticidernes nedbrydning i de øverste jordlag har været minimal og udvaskningen af denne grund, som nævnt, ikke er repræsentativ for udvaskning ved normal regelret anvendelse af pesticiderne.



TIDSSERIER AF PESTICIDUDVASKNING MÅLT I FORSØGSFELTETS HORISONTALE MONITERINGSBORINGER I 1, 2 OG 3,5 MU.T. (FIGUR 11). BORINGERNE ER TØMT FØR HVER PRØVETAGNING, BORTSET FRA DE 2 FØRSTE PRØVETAGNINGER EFTER 2. PESTICIDSPRØJTNING, HVOR MCPP BLEV ANVENDT 1. GANG I FORSØGET. BEMÆRK, AT DER HEREFTER FINDES MCPP I ALLE MONITERINGSDYBDER VED 1. PRØVETAGNING, HVILKET BETYDER AT MCPP ER UDVASKET TIL 3,5 MU.T. VED NATURLIG INFILTRATION I LØBET AF DE 12 DAGE SIDEN SPRØJTNINGEN MED STOFFET (SE OGSÅ NEDBØR I FIG. 49 OG GRUNDVANDSSPEJLETS UDVIKLING I FIG. 50).



## FIGUR 53

RESTINDHOLD AF PESTICIDER I FORSØGSFELTET D. 2/11-2013 UMIDDELBART INDEN 2. SPRØJTNING (SE OGSÅ TABLE 23).

Restindholdet af pesticider i jorden efter 1. pesticidsprøjtning ses i Figur 53 og Tabel 23. Der er kun detekteret restindhold i jordprøverne i de øverste 10 cm af jordsøjlen. Det fremgår (Tabel 24), at mellem 95% (Pendimethalin) til 99,8% (Bentazon) af den udsprøjtede pesticidmængde fra 1. sprøjtning var nedbrudt eller udvasket umiddelbart inden 2. sprøjtning.

#### Tabel 23

#### Pesticidkoncentrationer i øverste 5 cm af muldlaget i forsøgsfeltet efter sprøjtning (beregnet) og restindholdet (målt) umiddelbart inden a sprøjtning af forsøgsfeltet

Jord/Pesticid	Bentazon	МСРА	Azoxy-	Propy-	Pendi-	Glyphosat	AMPA
			strobin	zamid	methalin		
Tilført							-
koncentration ved							
hver sprøjtning							
(Feb. 2013):							
Gns. 0-0,05 mu.t							
(µg/kg)	1398	419	295	588	1883	483	
Restkoncentration							
umiddelbart før 2.							
sprøjtning (Nov.							
2013):							
Gns. 0-0,05 mu.t							
(µg/kg, [% af tilført])	2,1, [0,2]	0,4, [0,1]	11,2, [3,8]	20,4, [3,5]	90,0,[4,8]	7,6, [0,5]	20,9

### Udvaskning efter 2. pesticidsprøjtning

Ved 2. pesticidsprøjtning blev forsøgsfeltet igen sprøjtet med samme pesticidpakke som ved 1. sprøjtning samt tillige med modelpesticidet MCPP, der blev tilføjet for at have en markør for udvaskning specifikt knyttet til 2. sprøjtning.

Den 2. pesticidsprøjtning blev foretaget d. 6. november 2013. Umiddelbart herefter faldt der 38 mm nedbør de 6 følgende dage (Figur 49). Tolv dage efter sprøjtningen var der løbet vand til alle de dybe boringer (3,5 mu.t., Figur 51), der havde været "tørre" siden september/oktober måned (Figur 2). Den 1. vandprøve efter 2 . sprøjtning blev udtaget fra denne tilstrømning, der repræsenter den første efterårsinfiltration gennem jordlagene til boringerne.

Det fremgår af Figur 4, at der blev fundet MCPP i alle 3 moniteringsdybder allerede ved den 1. vandprøvetagning. Dette viser, at MCPP er udvasket til 3,5 mu.t. på max. 12 dage efter sprøjtningen. Transporten er formentlig sket endnu hurtigere fordi infiltrationen først har strømmet forbi moniteringsboringerne indtil vandspejlet er blevet opbygget tilstrækkeligt til at indstrømningen i boringerne er begyndt. Da der ikke er foretaget renpumpning af boringerne ved de første 2 prøvetagninger i tidsserien repræsenterer MCPP fundene med sikkerhed udvaskning ved naturlig infiltration fra marken efter 2. sprøjtning (modsat de øvrige pesticidfund, der vil kunne være påvirket af restindhold i jordlagene efter 1. sprøjtning). Den observerede hurtige transport af MCPP til de dybe boringer er i overensstemmelse med den tilsvarende målte hurtige transport i bromidog farvetracerforsøgene (afs.3.3.3).

Det fremgår, at MCPP kun blev fundet ved 1. prøvetagning, hvilket sandsynligvis skyldes fortynding under detektionsgrænsen af efterfølgende infiltration med lavere indhold af MCPP (MCPP koncentrationen ses at aftage hurtigt i 1 m boringerne og falder dermed hurtigt i den efterfølgende infiltration til de underliggende boringer).

Udover udvaskningen af MCPP er der generelt fundet markant stigning af bentazon i alle dybde efter 2. sprøjtning. I 1 m boringerne er indholdet af bentazon (max. 62 µg/L) og dermed ca. 300 gange større end indholdet af de ledsagende pesticider (max. 0,2 µg/L) selvom forskellen på de anvendte sprøjtedoseringer for pesticiderne ligger indenfor en faktor 3-4 (Tabel 9). Endvidere ledsages den markante koncentrationsstigning af bentazon i tidsserien af et ligeså markant fald for øvrige mobile pesticider (MCPA og MCPP) i 1 mu.t. og 2 mu.t. Denne forskel ser ud til at skyldes, at bentazon nedbrydes væsentligt langsommere end disse i de øverste jordlag på trods af relativt ens opgivet mobilitet og nedbrydning. Da jordtemperaturen (Figur 51) har svaret til temperaturer i den tilladte sprøjteperiode for bentazon i foråret kan den observeret ringe nedbrydning af bentazon i de øverste jordlag, betyde, at stoffet er mere udvaskningstruet end det vil blive vurderet ud fra kendte halveringstider for nedbrydning af stoffet.

Også i 2 mu.t er der målt høje koncentrationer af bentazon (max. 25  $\mu$ g/L), mens der kun er fundet lave koncentrationer af MCPP, MCPA, propyzamid samt AMPA ved 1. prøvetagning og ingen fund derefter. De resterende pesticider er ikke fundet i 2 mu.t.

I 3,5 mu.t. er der fundet bentazon (max. 16  $\mu$ g/L), men ingen af de øvrige pesticider. Generelt gentages den samme koncentrationsudvikling over tid for bentazon i alle 3 moniteringsdybder, men med faldende koncentration over dybden. Dette fald repræsenterer det forventede mønster af stoffransport ved makroporestrømning med samtidig diffusion af stoffet ind i omgivende lermatrix og kan derfor ikke regnes som udtryk for nedbrydning (Jørgensen et al. 1998a, 2002, 2004b,c, Blesset et al. 2014).

Det bemærkes, at der heller ikke efter 2. sprøjtning er udvasket glyphosat, AMPA eller pendimetalin til 3,5 mu.t. Selvom disse stoffer fandtes udvasket til 2 mu.t. godt 2 uger efter 1. sprøjtning om vinteren, er der således ikke sket efterfølgende videre udvaskning gennem den underliggende 1,5 m i løbet af det efterfølgende cirka 1½ år. Dette tyder på, at der er generel lav sandsynlighed for, at disse stoffer udvaskes gennem makroporer i moræneler til det dybere grundvand. Muligheden for yderligere transport og spredning af stofferne i et længere tidsperspektiv kan dog ikke vurderes ud fra målingerne i dette projekt.

### Pesticidrester i vertikale profiler efter infiltrationsforsøget

Figur 54 og Figur 55 viser restindholdet af pesticider i jordprøver udtaget fra bioporer og lermatrix ved udgravningen af pesticidforsøgsfeltet i september 2014. Prøverne blev udtaget i og omkring strømningsaktive (blåfarvede) bioporer fra farvetracerforsøget (B7 i Figur 11), hvorved de repræsenterer præferentielle strømningsveje med direkte forbindelse fra marken gennem jordlagene.



## FIGUR 54

RESTINDHOLD AF MOBILE/OPLØSELIGE PESTICIDER I MATRIX (VENSTRE) OG BIOPORER (HØJRE) VED UDGRAVNING AF FORSØGSFELTET EFTER PESTICIDINFILTRATIONS-FORSØGET I SEPTEMBER 2014. INDHOLDET I DE ØVERSTE 0,5 M I BEGGE PROFILER ER BASERET PÅ BULKPRØVER (MATRIX OG MAKROPORER) OG DERMED ENS I DE TO DIAGRAMMER, DA DEN MEGET HØJE BIOPOREDENSITET IKKE MULIGGJORDE ADSKILLELSE AF MATRIX OG BIOPORER.

Figur 54 viser indholdet af de mobile pesticider (bentazon, MCPA og MCCP). Det fremgår, at bentazon findes i bioporer og lermatrix gennem hele profilet til 4,3 mu.t (reduceret zone), mens de øvrige to pesticider kun er fundet i de øverste 5-10 cm af jordsøjlen i lave koncentrationer. Akkumulation af bentazon i lermatrixen betyder, at stoffet senere vil kunne diffundere tilbage til bioporerne og bevirke en hale af lave udvaskningskoncentrationer, såfremt stoffet ikke nedbrydes eller nedbrydes meget langsomt (Jørgensen et al. 2004a, Blessent et al. 2014).

Mht. til nedbrydning af bentazon indikerer koncentrationsprofilet, at stoffet nedbrydes hurtigere i den øverste meter af jordsøjlen end dybere, hvor det er øverst tilnærmelsesvist er forsvundet på prøvetagningstidspunktet (10 måneder efter sprøjtetidspunktet). Den fortsatte observerede forekomst af stoffet i den underliggende jordsøjle indikerer en relativ langsom nedbrydning af bentazon der udvaskes forbi øverste meter af jordsøjlen. I tidligere undersøgelser er der antydet en forekomstvarighed af bentazon på mere end 10 år i dybere reduceret moræneler (Jørgensen og Spliid 2012).



RESTINDHOLD AF LAVMOBILE/TUNGT OPLØSELIGE PESTICIDER (ØVERST) I MATRIX OG (NEDERST) I BIOPORER MÅLT VED UDGRAVNING AF FORSØGSFELTET EFTER PESTICIDINFILTRATIONSFORSØGET I SEPTEMBER 2014. INDHOLDET I DE ØVERSTE 0,5 M I BEGGE PROFILER ER BASERET PÅ BULKPRØVER (MATRIX OG MAKROPORER) OG DERMED ENS, DA DEN MEGET HØJE BIOPOREDENSITET IKKE MULIGGJORDE ADSKILLELSE AF MATRIX OG BIOPORER.

Figur 55 viser indholdet af lavmobile/tungt opløselige pesticider i de samme jordprøver, som beskrevet i Figur 54. Det fremgår, at disse pesticider ikke er fundet under 0,5 m dybde hverken i matrix- og bulkprøverne, mens de er fundet ned til 2,5 mu.t. i makroporerne. Det bemærkes, at ingen af de fundne pesticider er trængt ind i matrix, som det ses for bentazon, hvilket er i overensstemmelse med deres lave mobilitet i jord. Dette kan tale for at udvaskningen er sket ved partikulær transport. Bemærk, i den forbindelse, at der er observeret muldbelægninger på bioporevægge ned til 2,5 mu.t. i forsøgsfeltet (Figur 21). Tabel 24, viser pesticidindholdet ved starten og slutningen af pesticidforsøget i de øverste 5 cm af jordsøjlen. Tabellen viser generelt relativt lave restkoncentrationer, men med en vis spredning.

Generelt er pesticidfundene i nedsivningsprofilet i overensstemmende med de målte udvaskningskoncentrationer af pesticiderne i moniteringsboringerne (Figur 52). På denne baggrund forventes profilerne i Figur 54 og Figur 55, at være principielt repræsentative for forsøgsfeltet som helhed.

## TABLE 24

INDHOLD AF PESTICIDER I MULDLAG EFTER SPRØJTNING.

Jord/Pesticid	Bentazon	МСРА	Azoxy-	Propy-	Pendi-	Glyphosat	AMPA
			strobin	zamid	methalin		
Koncentration							
0-0,05 mu.t. ved							
sprøjtning*							
(µg/kg)							
	1398	419	295	588	1883	1483	-
Restkoncentration							
0-0,05 mu.t. før 2.							
sprøjtning Nov.							
2013							
(µg/kg, [% af tilført])	2,1, [0,2]	0,4, [0,1]	11,2, [3,8]	20,4, [3,5]	90,0,[4,8]	7,6, [0,5]	20,9
Restkoncentration							
0-0,05 mu.t efter							
forsøgsafslutning							
Sept. 2014		0,2,	61,6,				
(µg/kg, [% af tilført])	1,9, [0,1]	[0,05)]	[20,9]	8,1, [1,4]	159,8, [8,5]	8,6, [0,6]	22,6

\* beregnet gennemsnitskoncentration tilført pr. sprøjtning i øverste 5 cm af muldlaget med massefylden 1700 kg/m<sup>3</sup>.

## 3.4.3 Betydning af renpumpning

Figur 56 viser stikprøver af pesticidkoncentrationen i vandprøver udtaget fra moniteringsboringerne umiddelbart før og efter renpumpning af boringerne. Det fremgår, at der er en betydelig koncentrationsforskel (faktor 2 -8) for bentazon i de dybe boringer mellem de prøvesæt, der er udtaget ved høj grundvandsstand (GVS) i november 2013 efter 2. sprøjtning (GVS omkring 0,5 mu.t.), mens der omvendt ikke er forskel mellem de prøvesæt der er udtaget før og efter renpumpning ved lav grundvandsstand i maj og juni 2013.





### FIGUR 56

STIKPRØVEMÅLINGER AF PESTICIDKONCENTRATION I VANDPRØVER FØR OG EFTER RENPUMPNING AF MONITERINGSBORINGERNE.

Ved vandprøvetagningerne med renpumpning blev moniteringsboringerne tømt ved forpumpning af 15-25L/m boring, hvilket svarer til forskriften for vandprøvetagning fra grundvandsmoniteringsboringer (GEUS 2012).

Forskellen i koncentrationerne før og efter renpumpning er undersøgt nærmere i bilag 3, som viser at der ved renpumpningen under høj grundvandsstand vil blive trukket vand ned gennem bioporerne med det indhold af pesticider, der er på det givne tidspunkt er i de øverste horisonter i jordsøjlen. Der er således målt højere koncentrationer af bentazon efter end før renpumpning i november (ved høj grundvandsstand), mens det omvendte gælder for propyzamid (Figur 56), hvilket svarer til den koncentrationsudvikling over tid der ses for stofferne øverst i jordlagene (Figur 52, 1 mu.t.). Udover renpumpningen i den enkelte boring er der foretaget samtidig renpumpning i de omkringliggende moniteringsboringer, hvilket har forstærket nedsivningen i forsøgsfeltet således at de målte pesticidindhold i Figur 52 afspejler en forceret udvaskning (bortset fra de 2 første vandprøvetagninger efter 2. sprøjtning, hvor der ikke blev renpumpet).

Det lille volumen af strømning der ledsager 1. ankomst af bromid i tracerforsøgene i afs.3.3.3 (Tabel 22) samt vurderingen i bilag 3, viser, at der vil være risiko for vertikal pesticidmobilisering ved renpumpning i forbindelse med dybe bioporer alene ved forpumpning med foreskrevne vandmængder (GEUS 2012).

# 3.5 Modellering

## 3.5.1 Strømning

I det følgende præsenteres den modelerede vanddynamik for forsøgsperioden, som regnes fra den første udbringning af pesticider (05-02-2013) frem til forsøgets afslutning (26-09-2014). Figur 56-61 viser for denne periode de akkumulerede værdier af nedbør, fordampning, perkolation i 5 m dybde, drænafstrømning af henholdsvis matrix- og bioporevand, samt oppumpet vand. Nedbøren er relativt jævnt fordelt over perioden bortset fra at den er meget lav de første godt 100 dage af forsøget, dvs. efter første udbringning. Fordampningen udviser den forventede årsvariation. I modelleringen er der regnet med en maksimal effektiv roddybde på 120 cm, dvs. transpirationszonen udgøres af de øverste 120 cm og at den eneste eksterne "sink" under denne dybde udgøres af oppumpningen. Der er et relativt beskedent nedbørsoverskud på godt 170 mm medens perkolationen udgør næsten 350 mm der er jævnt fordelt over forsøgsperioden, bortset fra et dyk omkring dag 320, dvs. lige før årsskiftet 2013/14. Oppumpning i forbindelse med renpumpning udgør godt 60 mm. Drænafstrømningen har været meget lille, ca. 14 mm, hvor hovedparten af vandet er kommet via bioporer (ca. 13 mm), Figur 58. Det betyder at i forsøgsperioden har dræning kun haft en yderst beskeden indflydelse på strømningsmønsteret (den laterale strømning til dræn har været meget lille). I forsøgsperioden er vandindholdet i jordvandsmagasinet faldet med knap 250 mm.

I Figur 59 er vist timeværdier af nedbør. Figuren viser den meget lave nedbør de første 100 dage af forsøget. Perioden er kold og er karakteriseret af flere fryse-tø cykler. Det må formodes at nedbøren delvis er faldet som sne og at den målte nedbør derfor er undervurderet. Desuden er de store bioporers bidrag til drænafstrømningen vist for at illustrere hvornår modelleringen har vist at flow i disse forekommer. Fra den første udbringning af pesticider og frem til den anden udbringning den 6-11-2013 (dag 274) er der ikke prædikteret megen bioporeaktivitet. Denne kan imidlertid være undervurderet; delvis pga. en undervurdering af nedbøren og delvis pga. at frost har nedsat overfladelagets hydrauliske ledningsevne, og derved nedsat jordens infiltrationskapacitet. Fryse-tø cykler introducerer en betydelig usikkerhed på infiltration og dermed generering af bioporeaktivitet. Der er nogle mindre hændelser med biopore aktivitet dag 107 (23-05-2013) og perioden derefter. Ellers skal vi frem til dag 258 (21-10-2013) før der kommer en periode med kraftig bioporeaktivitet. Det er i den periode at anden udbringning finder sted (dag 274, 6-11-2013). Efterfølgende følger en periode med forholdsvis ringe bioporeaktivitet. Mod slutningen af forsøgsperioden (sensommeren 2014) ses nogen bioporeaktivitet skønt jordvandsindholdet på dette tidspunkt er relativt lavt (Figur 59).

Figur 60 viser vandindhold i matrix og i biopore ned til 5 m dybde. Vandindholdet i bioporerne udgør generelt under 0,1% af vandindholdet i jordmatrix. Desuden vises oppumpningen. Det ses at effekten af den enkelte oppumpning ikke har haft væsentlig indflydelse på de totale vandindhold hverken i matrix eller i biopore. For det totale vandindhold skyldes dette, at den enkelte renpumpning er meget lille i forhold til det totale vandindhold. Det faktum at det ikke var muligt at simulere renpumpning uden at inkludere de store biopore viser at de har været aktive under renpumpningen. På figuren viser bioporeaktiviteten sig som ganske små udsving på bioporenes vandindhold.

Figur 61. viser strømningen i matrix udtrykt som en Darcy hastighed eller fluxtæthed ( $\mu$ m/h) i forskellige dybder (80, 120, 180, 220, 350, 380 cm) samt oppumpning. Der er sket oppumpning i intervallerne 80-120, 180-220 og 350-380 cm. Der ses et betydeligt sammenfald mellem oppumpning og en stor strømning i matrix. Dette er en naturlig følge af at vandet ved pumpningen modelmæssigt ekstraheres fra matrix, nærmere bestemt fra domæne 2.

Figur 62 viser strømningen i biopore i forskellige dybder (80, 120, 180, 220, 350, 380 cm) samt oppumpning. Strømningen i bioporerne er karakteriseret af høje strømningshastigheder over kort tid og at der er forholdsvis lange perioder hvor bioporerne ikke er aktive. Det bemærkes at strømning i bioporerne aftager med dybden. Oppumpningen synes ikke umiddelbart at have haft stor betydning for bioporestrømningen, hvilket er overraskende. Forholdet må tilskrives et komplekst samspil mellem ekstraktion i forskellige dybder, matrixstrømning og udveksling af vand mellem matrix og biopore (i nogle zoner strømmer vand ind i bioporerne og i andre zoner strømmer det ud). Hertil kommer at udvekslingerne er relativt små.

For at kunne sammenligne strømning i matrix og biopore er akkumulerede fluxtætheder (mm) vist i henholdsvis Figur 63 og Figur 64. Desuden viser figurerne dybden til grundvandspejlet. Ved forsøgets afslutning ses nogen forskel mellem matrixstrømningen i 350 og 380 cm, som skyldes ændringer i jordvandsmagasinet, som igen skyldes ændringerne i grundvandsstanden. Endvidere ses en betydelig forskel mellem matrixstrømningen i 350 cm og 380 cm på den ene side og strømningen i 80, 120, 180 og 220 cm på den anden side. Denne forskel skyldes oppumpning, ændring i jordvandsmagasin samt strømning i bioporerne (i og under 350 cm er ingen bioporestrømning). Endvidere var den flow-vægtede gennemsnitlige matrixstrømning (Darcyhastigheden) henholdsvis ca. 11, 10, 11, 12, 23, og 21 cm/år i dybderne 80, 120, 180, 220, 350 og 380 cm. Dette viser at stoftransporten i jordmatrix må have været ganske beskeden. Sammenlignes strømningen i bioporerne med den tilsvarende strømning i matrix fås at strømningen i bioporerne udgør 42%, 43%, 46% og 42% af den samlede strømning i dybderne 80, 120, 180 og 220 cm; så på trods af at bioporerne kun er aktive sporadisk og kortvarigt har de et betydeligt potentiale for stoftransport.



FIGUR 57 HOVEDELEMENTER I VANDBALANCEN. AKKUMULERET OVER FORSØGSPERIODEN



FIGUR 58

DRÆNAFSTRØMNING OPDELT PÅ MATRIXVAND OG VAND FRA BIOPORER. AKKUMULERET OVER FORSØGSPERIODEN.



FIGUR 59 TIMENEDBØR (VENSTRE AKSE) OG AKKUMULERET DRÆNAFSTRØMNING (HØJRE AKSE)



**FIGUR 60** VANDINDHOLD I JORDMATRIX OG BIOPORER (0-5 M), SAMT OPPUMPNING I FORBINDELSE MED PRØVETAGNING.



FIGUR 61 STRØMNING I JORDMATRIX I FORSKELLIGE DYBDER (80, 120, 180, 220, 350, 380 OG 500 CM) SAMT OPPUMPNING.



STRØMNING I BIOPORER I FORSKELLIGE DYBDER (80, 120, 180, 350, 380 OG 500 CM) SAMT OPPUMPNING.



**FIGUR 63** AKKUMULERET STRØMNING I JORDMATRIX I FORSKELLIGE DYBDER (80, 120, 180, 350 OG 380 CM) SAMT VARIATION I GRUNDVANDSSPEJL.



AKKUMULERET STRØMNING I MAKROPORER I FORSKELLIGE DYBDER (80, 120, 180, 350 OG 380 CM) SAMT VARIATION I GRUNDVANDSSPEJL.

Figur 65 viser variationen i volumetrisk vandindhold over tid (2013 og 2014). Figuren viser den ventede udtørring henover forår og sommer og den tilsvarende genopfugtning hen over efterår og vinter. I kombination med matrixstrømningerne viser resultaterne at sædvanlig advektion og dispersion ikke kan forklare en dyb nedtrængning af stof gennem perioden og understreger derved betydningen af strømning og transport i de store bioporer.



### FIGUR 65

VOLUMETRISK VANDINDHOLD. ØVERST 2013. NEDERST 2014.

Simuleringerne viser at den samlede strømning og potentielle transport i zonen med store bioporer i høj grad var influeret af tilstedeværelsen bioporer. Dette giver strømning og transport en diskontinuert natur hvor aktivering af disse strømnings- og transportveje er af afgørende betydning, dvs. strømning og transport bliver hændelsesdrevet. Dette er i overensstemmelse med Rasmussen et. al. ( 2015), der viser pesticidudvaskningen afhænger af forholdene umiddelbart efter sprøjtning, dvs. af nedbør (volumen og intensitet) i kombination med fugtighedsforholdene i jordprofilen.

## 3.5.2 Bromidforsøg

På baggrund af simuleringerne med forskellige biopore -densiteter og -diametre (Figur 66), blev det fundet at de bedste opsætninger til beskrivelse den målte maksimale koncentration og tidspunktet for ankomsten af bromid var ved brug af opsætning 2 og 3, dvs. opsætningerne der tog udgangspunkt i tællingerne af de Brilliant Blue farvede porer (se Figur 43). For boring m5 var det ikke afgørende hvilken opsætning 2A til 3B der blev benyttet, for boring m7 og m9 var der små forskelle ved de fire opsætninger men ingen enkelt opsætning beskrev alle 3 boringer bedst. Generelt har disse simuleringer vist, at når udgangspunktet var densiteten af blåfarvede porer og ikke maksimal densiteten af alle bioporer, var følsomheden overfor valg af bioporediameter eller overfor valg af parametrisering af biopore densitet ikke stor. Generelt for simuleringerne gælder yderligere at der var en beskeden forsinkelse i den maksimale koncentration i forhold til målingerne samt at der var en noget længere hale på den simulerede udvaskning i forhold til målingerne. Dette kan skyldes at Daisy estimerer en lidt større opblanding mellem nyt og gammelt vand, end hvad feltmålingerne antyder. En årsag hertil kan være den forcerede strømning der opstår pga. renpumpningen. Der har simpelthen ikke været tid til at den i modellen forudsatte lokale ligevægt er indtruffet.

Bromidet findes ifølge modellen ved slutningen af simuleringsperioden i 0,5 m dybde samt i 3,5 m dybde hvorimod der i mindre grad er transporteret bromid til 1 og 2 meters dybde (Figur 68).

I det følgende er det valgt at tage udgangspunkt i opsætning 3B. Således er simuleringen med det fordoblede infiltrationsareal benævnt 4B, mens simuleringen med det halverede infiltrationsareal er benævnt 5B. Af Figur 66 fremgår det at resultaterne fra modelleringen er mindre gode når infiltrationsarealet forøges idet koncentrationstoppen kommer for sent og er for lille, mens koncentrationerne i halerne har et niveau der er en smule større end det der blev fundet i de tidligere opsætninger. Halveres infiltrationsarealet, beregner Daisy at koncentrationstoppen ankommer tættere på den målte top i tid og at koncentrationen i halerne mindskes til et niveau der stemmer bedre overens med de målte data end de øvrige opsætninger formåede at gøre. For boring 9 gælder det endvidere at koncentrationstoppen for første gange er i niveau med de målte Bromid koncentrationer, hvor de for boring m5 og m7 gælder at de overestimerer de maksimale koncentrationer af bromid. Overestimationen i modellen af boring m5 og m7 kan skyldes at det areal som har medvirket til transporten er undervurderet. I en 1D approximation vil dette medføre at den tilførte mængde vil bliver overvurderet. Optællingerne af de BB farvede plamager i 0,15 m dybde samt af det fundne strømningstværsnit hvori der blev fundet blå farvede porer ved boring m5 og 7 indikerede et støre aktivt areal end boring m9.



FIGUR 66 (FORTSÆTTES NÆSTE SIDE)



RESULTATER FOR KONCENTRATIONEN AF BROMID OVER TID I DET EKSTRAHEREDE VAND FRA 3.5 M DYBDE BORINGER. OPSÆTNING 1 ER BASERET PÅ TOTAL DENSITET AF BIOPORER D<1MM, MENS OPSÆTNING 2 OG 3 ER BASERET PÅ BLÅFARVEDE BIOPORER. A OG B ER FORSKELLIGE BIOPOREDIAMETER BASERET PÅ OPMÅLINGER MED SKYDELÆRE I FORSKELLIGE DYBDER (TABLE 12). OPSÆTNING 4B OG 5B BYGGER PÅ OPSÆTNING 3B, HVOR INFILTRATIONSOMRÅDET ER FORDOBLET I OPSÆTNING 4 OG HALVERET I OPSÆTNING 5. PUNKTERNE ER MÅLTE BROMIDKONCENTRATIONER I DET FRA BORINGERNE EKSTRAHEREDE VAND, MENS LINJERNE ER DAISYS BUD PÅ BROMIDKONCENTRATIONEN I DET EKSTRAHEREDE VAND. BORING 5: RØD FIRKANT OG BLÅ LINJE, BORING 7: LILLA KRYDS OG GRØN LINJE, BORING 9: ORANGE CIRKLER OG TURKIS LINJE.



RESULTATET FOR OPSÆTNING 3B HVOR DER ER INDSAT SEKUNDÆRE DOMÆNER I ALLE HORISONTER, BASERET PÅ SEKUNDÆRE DOMÆNER FRA RODZONEN I TAASTRUP. PUNKTERNE ER MÅLTE BROMIDKONCENTRATIONER I DET FRA BORINGERNE EKSTRAHEREDE VAND, MENS LINJERNE ER DAISYS BUD PÅ BROMIDKONCENTRATIONEN I DET EKSTRAHEREDE VAND. BORING 5: RØD FIRKANT OG BLÅ LINJE, BORING 7: LILLA KRYDS OG GRØN LINJE, BORING 9: ORANGE CIRKLER OG TURKIS LINJE.



Br konc. i matrix efter endt simulering 3B



#### FIGUR 68

BROMID KONCENTRATIONEN MED DYBDE OVER BORINGERNE 5,7 OG 9 VED ENDT SIMULERING I DAISY OPSÆTNING 3B ØVERST OG 3B+SEKUNDÆRT DOMÆNE BASERET PÅ OPTIMERING FRA FORSØG I TAASTRUPS RODZONE.

I et forsøg på at mindske bromid-halen, dvs. mindske opblandingen mellem nyt og gammelt vand, blev der indsat sekundære domæner i alle horisonter. Disse sekundære domæner var baseret på sekundære domæner fundet for Taastrup rodzone i simuleringer, hvor vand kun blev tilført ved almindeligt nedbør (Hansen et al., 2012; Petersen et al., 2013). Det mindskede dog ikke halen af bromid i 3.5 meters dybde, men derimod blev de maksimale koncentrationer mindsket væsentligt (Figur 67). Fordelingen af bromid i matrix ændre sig også da, langt mere bromid findes i rodzonen i forhold til ved opsætningen uden det sekundære domæne, hvor indholdet i matrix i 3.5 meter er mindsket (Figur 68).

Den primære konklusion fra forsøget er at der er en særdeles effektiv hydrologisk forbindelse fra overfladen til (som minimum) 3.5 meter under overfladen. Daisy er i stand til at modellere denne forbindelse, dog ser det ud til at der i Daisy er en lidt større opblanding mellem nyt og gammelt vand, hvilket fører til en beskeden forsinkelse i den maksimale koncentration, og i en noget længere "hale" på udvaskningen. Dette forbehold skal taget med i fortolkningen af pesticidforsøgene. Ved dette forcerede vandingsforsøg med tilknyttet kraftig pumpning, var det ikke en forbedring af systembeskrivelsen at indføre de sekundære domæner der tidligere er benyttet med succes i rodzonen på Taastrup jord.

Ud fra vores følsomhedsanalyse har vi identificeret bioporeopsætning 3B som den bedste, og derfor den opsætning som vil blive brugt som udgangspunkt i de efterfølgende afsnit. For estimering af bioporedensitet til brug med Daisy anbefales fremadrettet at man fokuserer på de metoder som identificerer hydrologisk aktive bioporer, som eks. Brilliant blue og røgforsøg. For estimering af bioporediameter ser det ud til at begge de i dette afsnit brugte metoder er tilstrækkelige, i det mindste for dette forsøg. Dette er i overensstemmelse med scenarieanalysen i Petersen et al. (2013), hvor diameter og densitet ikke var blandt de mest følsomme parametre.

## 3.5.3 Pesticidforsøg

Baseret på den angivne parametrisering var det ikke i de første simuleringer (figur 69) muligt at oppumpe pesticidholdigt vand efter den 1. sprøjtning i 3,5m dybde før maj. Dette svarer ikke til, hvad der blev fundet i feltmålingerne. For at identificere en mulig begrænsende faktor for pesticidtransporten til pumpedybderne blev det undersøgt om det var forhold tilknyttet den nedre rand eller den øvre rand der var begrænsende. Dette blev gjort ved at

- sænke grundvandsstanden omkring pumpetidspunkterne (begrundet i effekt af renpumpningerne)
- se på om udvaskningsmønsteret kunne ændres ved at tilføre et litterlag til overfladen (forsøgsfeltet var reelt dækket af planterester, hvilket ikke er default i Daisy)
- observere om overfladens fugtighedsforhold beregnet af Daisy var forskellige i de to udsprøjtningstidspunkter
- se på om nedbørsmønsteret i perioden efter udsprøjtning kunne have betydning.



RESULTATER AF SIMULERINGER I DAISY UDEN MODIFICERINGER AF DEN OPRINDELIGE OPSÆTNING I PESTPORE, HVOR DER ER OPPUMPET VAND FRA HHV 1, 2 OG 3,5M DYBDE.
Det blev fundet, at hverken de foretagne sænkninger af grundvandsniveauet eller tilføjelse af et litterlag påvirkede udvaskningsmønsteret. I februar var vandindholdet i de øverste cm faldende, dog fortsat over 30 vol%. I november svingede vandindholdet omkring 32 vol%, så umiddelbart skal forklaringen heller ikke findes her. Til gengæld var der stor forskel i nedbørsmønsteret omkring de to udbringningstidspunkter og af aktiveringen af bioporestrømningen i jordlagene. I februar regner det 4 mm i løbet af den første uge (5/2-11/2) fordelt over 3 dage (5/2 1mm, 6/2 2mm, 8/2 1mm), mens det i november regner 38 mm den første uge (6/11-12/11) fordelt på 4 dage (6/11 4 mm, 9/11 10 mm, 10/11 13 og 12/11 12 mm). Samtidig er der en lille bevægelse af vand fra matrix til bioporer den 8/2 og 21/2 og derefter først igen den 23/5, mens bioporerne er aktiveret både den 7, 10, 11 og 13/11. På baggrund af dette og med begrundelse i at stoffet rent faktisk tilføres området i en vandigopløsning, blev der forsøgsvis tilført varierende mængder vand (fra 2mm på 10 min til 4mm på 20 min) i timen efter sprøjtning (Figur 70). Det viste sig at man ved tilførsel af 3 mm på 15 min kunne tvinge pesticiderne ned i oppumpningsdybderne således at der blev fundet pesticider ved alle pumpninger også efter første sprøjtning. Daisy kan således ikke prediktere at der kommer pesticider til pumpedybderne efter den 1. sprøjtning med mindre bioporerne er blevet aktiveret. At de ikke aktiveres i den oprindelige opsætning kan skyldes at overfladelagets fugtighed har været vådere i virkeligheden end beregnet i Daisy. En undervurdering af grundvandstanden omkring sprøjtetidspunktet ville bidrage til en underestimering af fugtighedsforholdene i de øverste jordlag og den i simuleringerne anvendte grundvandstand er estimeret som en middelværdi af feltmålingerne. Disse forhold antyder at selv de små mængder nedbør der er målt i dagene omkring udbringning kunne aktivere transporten af pesticiderne i bioporer. Alternativt kunne forklaringen være en nedsat infiltrationsevne i overfladens matrix på sprøjtetidspunktet. Dette kunne begrundes i at de øverste jordlag var frosset. Yderligere kan den kolde periode omkring 1. sprøjtning også have foranlediget en betydelig underestimering at nedbøren (det er notorisk vanskeligt at måle nedbør i form af sne). En kombination af nævnte forhold er en plausibel forklaring på den manglende aktivering af bioporestrømning umiddelbart efter 1. udstrømning.

Problemerne med at modellere udvaskningen efter 1. sprøjtning illustrerer modellens store følsomhed overfor overjordens genskaber og nedbørsforholdene umiddelbart efter en sprøjtning. I den første opsætning blev koncentrationerne af bentazon, pendimethalin og glyphosat i det oppumpede modelvand efter anden sprøjtning fundet til at være i samme størrelsesorden som de målte værdier i alle tre dybder, mens der blev modelleret for høje værdier af de øvrige 4 stoffer. Specielt kan det nævnes at målingerne viser at stofferne bentazon, MCPA og MCPP opfører sig meget forskelligt selvom deres fysisk-kemiske egenskaber som angivet PPBD er ret ens, hvilket afspejler sig i simuleringerne. Endvidere var der en tendens til at de simulerede koncentrationer af pesticiderne med undtagelse af glyphosat og pendimethalin steg over tid i dybderne i stedet for at falde som fundet i målingerne. Det kan i denne sammenhæng noteres at koncentrationer efter 2. sprøjtning ikke var uafhængige af 1. sprøjtninger. Dette illustreres af pendimethalinkoncentrationen, der i 2 og 3.5m dybde steg efter 2. sprøjtning i de simuleringer, hvor der blev vandet efter første sprøjtning i forhold til den simulering, hvor der ikke blev vandet. Men samtidig bør det også noteres at MCPP i samme simulering blev fundet ved første prøvetagning efter 2. sprøjtning, på trods af at MCPP kun blev tilført i denne sprøjtning. Dermed har der også i Daisy opsætningen været en betydende nedadgående transport af pesticid lige efter anden sprøjtning.

Forholdet at Daisy simulerer at nogle stoffer findes i dybden i for høje koncentrationer kan skyldes at der ikke i opsætningen er differentieret mellem hvilke mikroorganismer der nedbryder hvilke stoffer, og under hvilke temperatur-, iltnings- og fugtighedsforhold det sker. I modellen er der regnet med samme temperatur og fugtigheds (proxy for ilt og fugtigheds effekter) påvirkning af nedbrydningen. Derudover kan forskellige organismer være aktive i forskellig del af jordsøjlen, hvor nogle evt. kun nedbryder i den øverste meter af jordsøjlen mens andre nedbryder langs makropore til større dybde. Endvidere må det være forventeligt at nogle af stofferne i Flakkebjerg ikke beskrives bedst ved middel Koc og DT50 angivet i PPBD, men evt. nedbrydes hurtigere/langsommere eller sorberer anderledes. I simuleringer hvor vi mindsker DT50 til minimum fra PPBD for propyzamid og MCPA sker der et fald i koncentrationen – dog stadig ikke til det målte niveau. For azoxystrobin sker der ikke et tilsvarende fald da dens koncentrationsniveau stadig er domineret af den meget langsomme nedbrydning. Et mindre fald end det fundne ved mindskelse af DT50 findes, hvis Koc øges til de maksimale værdier angivet i PPBD. Det blev på denne baggrund valgt at fokusere på variationsbredden i DT50 og effekten af en øget jordsøjle hvori nedbrydningen kan foregå.

I Figur70 er vist resultatet for tilførsel af ekstra nedbør efter sprøjtning, fuld nedbrydning til 3.5m dybde kombineret med de mindste DT50 værdier angivet i PPBD for MCPA, azoxystrobin, propyzamid og pendimethalin. Da Daisy fanger niveauet for bentazon og glyphosat i opsætningen, hvor der kun er nedbrydning til 1 m, øges deres DT50 i denne simulering til det maksimale i PPBD for at imødegå det fald i koncentration der forventes pga. den øgede nedbrydningsdybde. For MCPP gælder at der kun er angivet en DT50 værdi i PPBD som derfor fastholdes. Denne opsætning fører til at der opnås et øget fald i koncentrationen af de fleste stoffer. Koncentrationen af azoxystrobin, er forsat ikke mindsket da det stadig er den lange DT50 på 120 dage, der er begrænsende faktor for nedbrydningen i Daisy. Samtidig er niveauet af glyphosat og bentazone bibeholdt i de størrelsesordener der blev målt i forsøget tenderende mod en overestimering.

Modelleringen af pesticidforsøget viser, at aktivering af de hurtige transportveje er af afgørende betydning for simuleringsresultaterne. Fx var det ikke muligt at få transporteret pesticiderne til oppumpningsdybderne uden aktivering af disse transportveje. I simuleringerne skete denne aktivering ved 1. sprøjtning ved at vande, mens det i felten kan skyldes at det lokalt har været muligt at aktivere makropore fra overfladen. Dette kan være sket som følge af flere forskellige forhold som der ikke er tage højde for. Endelig er der et tydeligt potentiale for at forbedre beskrivelse af pesticidernes fysisk-egenskaber egenskaber.



RESULTATER FRA OPSÆTNING AF DAISY, HVOR DER ER TILSAT 3MM NEDBØR EFTER HVER PESTICUDBRINGNING, DER ER FULD NEDBRYDNING TIL 3.5M DYBDE OG DT50 ER NEDSAT TIL ET MINIMUM FOR MCPA, AZOXYSTROBIN, PROPYZAMID OG PENDIMETHALIN, MENS DEN ER SAT TIL DET MAKSIMALE ANTAL DAGE ANGIVET I PPBD FOR BENTAZON OG GLYPHOSAT.

# 3.5.4 Scenarier

Formålet med scenarieanalysen er at vurdere dybe biopores betydning for strømning og transport af pesticider til det øverste grundvand. I analysen er der arbejdet med følgende scenarier:

- Langvad (L-scenarier)
  - Ingen dybe bioporer, kun makroporer i de øverste 2m (LO)
  - Dybe bioporer, men afbrudt af et sandlag (Ls)
  - Dybe bioporer, forbinder jordoverfladen med grundvandsmagasinet (Ld)
- Rørrendegård (R-scenarier)
  - Ingen dybe bioporer, kun makroporer i de øverste 2m (RO)
  - Dybe bioporer, men afbrudt af et sandlag (Rs)
  - Dybe bioporer, forbinder jordoverfladen med grundvandsmagasinet (Rd)

L- og R-scenarierne afviger fra hinanden ved jordbundens hydrauliske egenskaber og ved makropore opsætningen (se afs. 2.9.3). Overordnet er L-scenarierne karakteriseret ved lavere hydraulisk ledningsevne end R-scenarierne, dvs. at det på forhånd må forventes at L-scenarierne giver anledning til mere makroporestrømning end R-scenarierne. I Ls- og Rs-scenarierne antages det at et grovsandet lag befinder sig i dybden 180-200 cm. I dette lag findes ingen makro/bioporer. Ovennævnte scenarier er som nævnt i afsnit 2.9.3 gentaget 298 gange (2 af de oprindeligt planlagte 300 simuleringer resulterede i numeriske problemer). For detaljer vedrørende vejret se afs. 2.9.3. Hver enkelt simulering omfatter 2 års opvarmning (der har betydning for vandstatus ved udsprøjtning), 1 sprøjteår og 3 efterfølgende udvaskningsår.

I Figur 71 er fordelingen af årlig nedbør, fordampning, drænafstrømning og dyb perkolation vist for sprøjteåret i scenariet Ld. Figuren viser at nedbøren har varieret mellem godt 400 til knap 1200 mm og at fordelingen er højreskæv med blot nogle få meget store nedbørsværdier. Fordampningen og den dybe perkolation er mere symmetrisk og varierer mellem henholdsvis 400-600 mm og 115-240 mm. Fordelingen i drænafstrømningen er også højreskæv med enkelte meget store værdier (variationsbrede fra ca. 0 til knap 250 mm). De to andre L-scenarier (Lo og Ls) viser samme mønster som vist i Figur 71 og de absolutte afvigelser er relativt små. Sammenlignes med de tilsvarende R-scenarier fra Rørrendegård er mønsteret det samme (nedbøren er identisk), og de absolutte afvigelser er atter relativt beskedne.



#### FIGUR 71

ÅRLIG NEDBØR, FORDAMPNING, DRÆNAFSTRØMNING OG DYB PERKOLATION SOM FUNKTION AF KUMULERET HYPPIGHED. LANGVADSCENARIE MED DIREKTE FORBUNDNE BIOPORER (LD).

#### Tilstrømning til grundvand.

Årlig afstrømning for sprøjteårene i 3 m dybde for L- og R-scenarierne er vist i Figur 72. Det bemærkes at der er en relativt beskeden forskel mellem årsafstrømningen for de diverse scenarier. Årsagen hertil må tilskrives, at der kun er en beskeden forskel på nettonedbøren mellem diverse scenarier og at drænafstrømningen kun udgør en relativt beskeden del af den samlede afstrømning. Over en længere periode vil nettonedbøren netop modsvare den samlede afstrømning (og vi har her 298 år). Indenfor året må forventes betydelige forskelle mellem scenarierne pga. forskellene i de hydrauliske egenskaber.





I Figur 73 er den procentdel af den årlige afstrømning i 3m, der finder sted i bioporerne vist som funktion den årlige afstrømning. I scenarierne Lo og Ro er procentdelen nul (ingen dybe bioporer). I Ls og Rs er procentdelen lille; sandlaget virker altså som en effektiv bremse for bioporestrømningen. I Ld og Rd ses at det ofte er en betydelig del af strømningen der foregår i bioporerne. I Ld-scenarierne ses, at ved store afstrømninger er strømning i bioporerne helt dominerende. Ved lave afstrømninger ses både høje og relativt lave værdier for strømning i bioporerne. Mønsteret er komplekst og afhænger af fordelingen af nedbør indenfor året samt fordeling af jordfugtigheden inden for året. Rd-scenariet afviger fra Ld- scenariet idet niveauet for andelen af afstrømning i bioporerne generelt er lavere end i Ld-scenariet. Samtidig er der en lidt klarere tendens til at store andele af bioporeafstrømning følger store afstrømninger og små andele følger små afstrømninger. Disse forhold må tilskrives forskelle i de hydrauliske parametre, der karakteriserer de 2 scenarier. Generelt er de hydrauliske ledningsevner i R-scenarierne højere end i L-scenarierne.



# FIGUR 73

BIOPORESTRØMNINGENS ANDEL AF DEN TOTALE AFSTRØMNING SOM FUNKTION AF DEN TOTALE AFSTRØMNING FOR L- OG R-SCENARIER.

Generelt ses det altså at den overordnede vandbalance er meget sammenlignelig for de valgte scenarier, men at d-scenarierne (Ld og Rd) skiller sig afgørende ud når det drejer sig om vandets vej gennem jorden. Dette må forventes at have en betydelig indflydelse på pesticid udvaskningen.

#### Transport af pesticider til grundvand.

I scenarieanalyserne opereres med modelpesticider karakteriseret ved nedbrydning (halveringstider): 1, 2 og 3, der modsvarer henholdsvis kort middel og lang halveringstid og ved sorption (Koc): A, B og C, der modsvarer henholdsvis lille, middel og stor. Desuden udbringes modelpesticiderne på 3 forskellige tidspunkter: forår, sommer og efterår. Dette giver i alt 3×3×3 = 27 kombinationer. Detaljer vedrørende de valgte modelpesticider findes i afs. 2.9.3. De forårsudbragte pesticider er udbragt i afgrøder med et lavt bladarealindex (LAI). Sommerudbringning af pesticider er sket i afgrøder med et højt LAI, medens efterårsudbragte pesticider er udbragt på bar jord. Følgelig vil der specielt for de sommerudbragte pesticider ske en betydelig interception i afgrøden og der vil efterfølgende være en tendens til en betydelig fjernelse af intercepteret pesticid (dissipation) i netop dette tilfælde.

Et hovedresultat af scenarieanalysen er vist i Figur 74, hvor udvaskningen over 4 udvaskningssæsoner er givet som ‰ af udbragt pesticidmængde. Den viste udvaskning er middelværdien af de 298 gentagelser for de valgte L- og R-scenarier i kombination med udbringningstidspunkt og pesticidegenskaber.

Overordnet tegner figuren et tydeligt mønster: udvaskningen falder med stigende sorption og stiger med stigende halveringstid. Udvaskningen er størst ved efterårsudbragt pesticid og mindst ved sommerudbragt pesticid. Scenarier med direkte forbundne store bioporer har i de fleste tilfælde klart større udvaskning end de øvrige scenarier; undtagelsen er svagt sorberende pesticider med middel til langsom nedbrydning og en jordbund med relativt høje hydrauliske ledningsevner (Roscenarier). Generelt ses det grovsandede lag at udgøre en slags "spærre" og mindske udvaskningen. Sammenlignes Ld- og Rd-scenarierne ses en lidt større udvaskning i Ld- end i Rd-scenarierne. En markant forskel er at medens Ld-scenarierne viser at udvaskningen hovedsagelig sker i de store bioporer så sker udvaskningen i Rd-scenarierne mere ligeligt fordelt mellem matrix og de store bioporer. Ved efterårsudbringning ses Ld-scenarierne for langsomt nedbrydelige pesticider med middel til stærk sorption væsentlig større udvaskning end Rd-scenarierne. Dette skyldes den højere bioporestrømningsaktivitet i Ld-scenarierne, der igen må tilskrives de lavere hydrauliske ledningsevner i Ld-scenarierne.

I flere af scenarierne ses en lille negativ udvaskning gennem matrix. Denne skyldes typisk en betydelig udvaskning til aquiferen gennembioporerne, der er efterfulgt en opadgående vandbevægelse pga. kapillær stigning.

Betragtes tilsvarende udvaskning efter 1 udvaskningssæson ses at den er meget lille i Lo-, Ls-, Ro-, og Rs-scenarierne (figurer ikke vist). Ld-scenarierne efter 1 udvaskningssæson viser en lidt mindre udvaskning end efter 4 år. Rd-scenarierne er vist på Figur 75. Sammenlignes med udvaskningen efter 4 år (Figur 74) ses at det ikke ubetydelige bidrag fra udvaskning gennem matrix endnu ikke har manifesteret sig efter 1 udvaskningssæson, men at hovedparten af udvaskningen gennem de store bioporer viser sig allerede efter 1. udvaskningssæson. For de hurtigt nedbrydelige stoffer er mere end 99% af bioporeudvaskningen kommet i den første udvaskningssæson. For de langsomt nedbrydelige er over 70% udvasket den første udvaskningssæson.



UDVASKNING OVER 4 UDVASKNINGSSÆSONER EFTER UDSPRØJTNING FOR SCENARIERNE LO, LS, LD, RO, RS OG RD FOR UDVALGTE UDBRINGNINGSTIDSPUNKTER OG PESTICIDEGENSKABER. STIGENDE SORPTION: A, B, C. STIGENDE HALVERINGSTID (DT50): 1, 2, 3.



FIGUR 74 fortsat



UDVASKNING EFTER FØRSTE UDVASKNINGSSÆSON. STIGENDE SORPTION: A, B, C. STIGENDE HALVERINGSTID (DT50): 1, 2, 3.

De viste udvaskninger i Figur 74 dækker over en betydelig tidslig variation. I Figur 76 er eksempler på denne variation vist. Lo-scenarierne er karakteriseret ved små udvaskninger. Udvaskningen varierer mellem en værdi tæt på nul (ingen nævneværdig udvaskning over 4 udvaskningssæsoner) til en maksimum værdi der afhænger af pesticidegenskaber (sorption og nedbrydningshastighed). Absolut er der nogen forskel mellem de valgte modelpesticider. Relativt er der en betydelig forskel. Den største udvaskning fås for et langsomt nedbrydeligt, svagt sorberende stof (3A). Formen på kurverne viser at fordelingen er højreskæv.

Det billede Ls-scenarierne viser afviger ikke særligt meget fra det billede Lo – scenarierne udviser; der er dog den forskel at fordelingen er mere højreskæv. Det betyder at disse scenarier har større tendens til relativt store ekstreme hændelser.

Ld-scenarierne viser en væsentlig større udvaskning end Lo- og Ls-scenarierne; rækkefølgen i modelpesticiderne er dog den samme som for disse scenarier. Også her er fordelingerne højreskæve med få store ekstremhændelser. Øvrige scenarier er vist i Bilag 5.

I Figur 77 er den samlede middeludvaskning i 3 m dybde samt den tilsvarende udvaskningen i matrix og i store bioporer plottet mod modelpesticidernes halveringstid og deres sorptionsevne (Koc). Sammenhængen er vist for Ro-, Rs- og Rd-scenarierne. I simuleringerne er FOCUS antagelsen inddraget, dvs. nedbrydning kun finder sted i den øverste meter af jorden og derfor er pesticiderne kun under nedbrydning så længe de opholder sig her. I alle scenarierne findes hurtige transportveje i form af regnormegange, som hvis de aktiveres hurtigt vil bringe pesticid i "sikkerhed" mod nedbrydning. Sammenhængen mellem halveringstid og udvaskning må derfor forventes at afhænge af det konkrete scenario (læg mærke til de forskellige y-akser på figuren). Fælles er dog at udvaskningen stiger i alle tilfælde med stigende halveringstid. På figuren fremgår det også at sorptionen har overordentlig stor betydning, specielt skiller pesticider med lav sorption sig ud og det gælder både for transport i matrix og i de store bioporer. At transport i matrix afhænger af sorption er selvindlysende, hvorimod at transport i store bioporer også er det, er mindre selvindlysende. Årsagen til sidstnævnte er at strømning og transport i de store bioporer fødes enten fra et mixinglag på overfladen eller med vand fra matrix, hvis det sker længere nede i



UDVASKNING EFTER 4 DRÆNINGSSÆSONER I 3 METERS DYBDE. 9 EFTERÅRSUDBRAGTE (BAR JORD) MODELPESTICIDER PÅ LANGVAD, VIST SOM AKKUMULERET HYPPIGHED. 1

TIL 3: DT50 PÅ HENHOLDSVIS 5, 50, OG 200 DAGE. A TIL C: KOC PÅ HENHOLDSVIS 40, 400, 4000 L/KG.



Modelleringen har vist, at et overfladeforbundet netværk af store biopore kan have overordentlig stor betydning for pesticidudvaskning til grundvand. Herudover viser modelleringen, at fordelingen mellem dyb transport i matrix og overfladeforbundne bioporer afhænger af matrixs hydrauliske egenskaber. Endeligt viser modelleringen, at indlejrede sandlag kan have en dæmpende virkning på pesticidudvaskning til grundvand.

PROCENTVIS (AF UDBRAGT) UDVASKNING VED 3 METERS DYBDE OG EFTER 4 DRÆNINGSSÆSONER, AF DE 9 EFTERÅRSUDBRAGTE (BAR JORD) MODELPESTICIDER PÅ RØRRENDEGÅRD. TOTAL-UDVASKNING (SUM AF UDVASKNING VIA MATRIX OG DYBE BIOPORER) ER VIST I PANELET TIL VENSTRE, UDVASKNING

# 4. Diskussion

# 4.1 Dybe bioporer og pesticidudvaskningsrisiko

Almindeligvis opfattes bioporer og sprækker i moræneler som adskilte præferentielle strømningsveje, hvor sprækkerne under de øverste 1-2 mu.t. tillægges en primær rolle som transportvej for pesticider til grundvandet. Herunder antages markante jernoxidudfældninger omkring de dybe sprækker at være indikator for, at disse i væsentlig grad er strømningsaktive (Ruland et al. 1991, Jørgensen & Fredericia 1992,GEUS 2009b, 2015b, Klint et al. 2013).

Denne opfattelse udfordres af det stigende antal undersøgelser, der viser at tilsyneladende ens dybe sprækker kan have markant forskellig strømningsaktivitetet afhængigt af om de indeholder rodkanaler (f.eks. Jørgensen et al. 2002, 2004 a,b). Dette betyder, at udvaskningsrisikoen i tilsyneladende ens sprækker kan variere ekstremt uden dette umiddelbart kan aflæses med mindre, der udføres farvetracerforsøg eller andre hydrauliske tests til bestemmelse af sprækkernes faktiske strømningsaktivitet (Figur 1 og Figur 78-81).

Dette resultat understøttes samstemmede af de hidtidige undersøgelser med bestemmelse af sprækkeapertur og strømning i dybe sprækker vha. store intaktsøjler kombineret med farvetracerforsøg. Disse omfatter 6 Danske lokaliteter hvorfra der er vist eksempler i Figur 1 og Figur 78-81. I disse tilfælde er der udelukkende observeret transport af infiltreret farvetracer og store aperturværdier langs dybe rodkanaler i sprækkerne, mens der er målt små sprækkeaperturer (og dermed meget begrænset strømning) i dybe sprækker uden rodkanaler, selvom der har været markante jernoxidudfældninger i og omkring spækkerne (Figur 1, 78 og 80).

Allerede i de første hydrologiske sprækkeundersøgelser i moræneler, er der beskrevet forekomst af levende rødder ned til 9 mu.t. (Ruland et al. 1991) og der er beskrevet roddybder til omkring 10 m for enkelte landbrugsafgrøder, f.eks. lucerne (Weaver, 1926). Der er endvidere beskrevet makroporer eller hulrum i sprækker, som ikke stammer fra bioporer af O´Hara et al. (2000), Klint (2001) og Tsakiroglou et al. (2012). Dog tyde de hidtil gennemførte hydrauliske forsøg på, at det fortrinsvist eller udelukkende er bioporer der danner hurtige sammenhængende makroporestrømningsveje fra jordoverfladen ned i reduceret zone i moræneler.

a: Horizontal section (3,25 m depth)



**b: Vertical sections** 



#### FIGUR 78.

UDGRAVET FARVETRACERFORSØG I MORÆNELER VED HAVRUP. (ØVERST) 2 VINDUER I VANDRET FLADE I 3 MU.T. DER VISER, AT STRØMNINGEN (BLÅ FARVETRACER) I SPRÆKKER ER BEGRÆNSET TIL SPRÆKKESEKTIONER MED RODKANALER I DE MEST MARKANTE 1. ORDENS SPRÆKKER. (NEDRST) 1, ORDENS SPRÆKKERNE HAR VÆRET LOKALISERENDE FOR RODVÆKST NED TIL SANDLAG I 4,5-4,8 MU.T. (SE OGSÅ FIGUR 79 N.TH.). BEMÆRK, AT DER IKKE HAR FOREKOMMET STRØMNING (BLÅ FARVETRACER) LANGS MINDRE UDVIKLEDE SPRÆKKER ELLER LANGS SPRÆKKER UDEN RODKANALER (FRA JØRGENSEN ET AL. 2002). Den konkrete oprindelse af de strømningsaktive dybe rodkanaler i denne og de nævnte tidligere undersøgelser er ikke kendt med sikkerhed, men det er sandsynligt, at de repræsenterer rodsystemer efter tidligere trævækst da de går væsentligt dybere end observerede rødder fra de aktuelle landbrugsafgrøder. De ældste fremskaffede kort over den aktuelle undersøgelseslokalitet viser, at der har været marker i mindst de sidste 250 år (Danmarks kirker, 1938), men formentligt har jorden været skovryddet væsentligt længere. Endvidere tyder den omfattende akkumulering af jernoxider langs kanalvæggene sammen med en konsekvent mangel på synlig forekomst af rodrester og organiske indhold på, at rodkanalerne har en høj alder og dermed muligvis stammer forhistorisk skov. Såfremt dette er tilfældet vil kanalerne kunne forventes, at have en udbredt forekomst i moræneler.

Rodudvikling hos træer er relativt dårligt belyst i litteraturen, men der angives roddybder til mindst 6-7 mu.t. for nåle og løvfældende træer under tempererede klimaforhold (Canadell et al. 1996). En sikker eftervisning af kanalernes oprindelse vil kræve yderligere undersøgelser.



#### **FIGUR. 79.**

STRØMNING AF FARVETRACERE I RODKANALER LANGS SPRÆKKER. (ØV. TV.) PÅ VERTIKAL SPRÆKKEVÆG I 1,5-2 MU.T VED HINNERUP (JØRGENSEN ET AL. 2004A). (ØV.TH.) VERTIKAL SPRÆKKEVÆG I 3,5 MU.T., OG (N.TV.) HORISONTAL FLADE I 3,0 MU.T. VED HAVDRUP (JØRGENSEN ET AL. 2008A). (N. TH.) UDMUNDING AF RODKANALSTRØMNING I VERTIKAL SPRÆKKE PÅ OVERSIDEN AF GRUNDVANDSMAGASINET, DER ER VIST I 4,5 MU.T. I FIGUR 78 (JØRGENSEN ET AL. 2002A).

Sammenlignet med tidligere danske makroporeundersøgelser (f.eks. Jørgensen et al. 2003, 2008, GEUS 2009b, 2015) er forekomsten af dybe bioporer i den aktuelle undersøgelse som nævnt mere markant, mens forekomsten af tydelige tektoniske sprækker nær jordoverfladen er mindre end i de fleste tidligere undersøgelser. På en tidligere undersøgelseslokalitet nogle få hundrede meter fra den aktuelle (Klint & Gravesen 1999), bestemte Butzbach (2007) relativt små sprækkeaperturværdier (<68 µm) selvom disse var betinget af rodkanaler (i 1. ordens sprækker)

med samme dybde, som rodkanalerne i den aktuelle undersøgelse. Kanalerne havde dermed tilsyneladende mindre størrelse og omfang end på den aktuelle lokalitet. En mulig forklaring på denne forskel kan være den aktuelle lokalitets højere beliggenhed på en bakke 7-8 m over det omkringliggende landskab og deraf følgende dybere beliggenhed af grundvandsspejl i vækstsæsonen, der kan have medført en kraftigere og dybere rodudvikling.

Den omvendte situation er beskrevet på lavbundsjorder med tidligere permanent højt grundvandsspejl før dræning ved Skælskør (Jørgensen et al. 2016) og Bregentved (Holstener-Jørgensen, 1959). Her var maks. dybden af bioporer og trærødder omkring 1,5-1,75 mu.t. samtidig med at sprækker i Skælskør observeret i den underliggende reducerede moræneler havde små aperturer (5-6 µm) og dermed underordnet betydning som makroporestrømningsveje (se Figur 1).

De små sprækkeaperturer, der er påvist ved fravær af rodkanaler i sprækkerne i Figur 1 og Figur 78-81, skyldes dels sekundære udfældninger af jernoxider i sprækkerne og dels lille primær sprækkeapertur (f.eks. ved mindre udviklede sprækker i oxideret zone og sprækker uden kemisk markering i reduceret zone). Dybe tektoniske sprækker med jernoxidudfyldning forekommer typisk i forbindelse med sæsonbetinget dybt grundvandsspejl (Figur 78 og 80), hvor sprækkerne kan være jernoxidfyldte flere meter ned i den reduceret morænelerszone efter gennemstrømmende vand i sprækken (f.eks. Klint & Gravesen 1999, Jørgensen et al. 2001, 2002, Jørgensen et al. 2008 og Figur 23). Dette tyder på, at sprækkerne oprindeligt har været åbne og strømningsaktive (muligvis pga. udtørring ved dybt grundvandsspejl), men gradvis er blevet udfyldt med udfældninger af udvasket reduceret jern (og mangan) oppefra i jordlagene (Figur 23 og Figur 33).





#### FIGUR. 80.

PERKOLATION AF FLUORESCERENDE FARVETRACER IGENNEM EN SPRÆKKET INTAKT MORÆNELERSSØJLE (DIAM. = 0,5 M) FRA 5,5-6 MU.T. FRA SKÆLSKØR FRUGTPLANTAGE (JØRGENSEN ET AL. 2001). DET FREMGÅR AF FARVETRACEREN (GRØNT FLUORESCERENDE I UV-LYS TIL HØJRE), AT SPRÆKKERNE (MIDDELAPERTUR =7-8μM) I PRAKSIS IKKE ER BETYDENDE SOM PRÆFERENTIELLE STRØMNINGVEJE FOR STOFTRANSPORTEN.

Dette rejser spørgsmålet om disse sprækker kan være åbne i en evt. vertikale fortsættelse i underliggende grå moræneler, selvom de der ikke umiddelbart er synlige pga. manglende sprækkeudfældninger.

Betydningen og forekomsten af strømningsaktive, men ikke umiddelbart synlige sprækker i reduceret moræneler, har været diskuteret tidligere af blandt andre Ruland et al. (1991) og Jørgensen & Fredericia (1992), men er dårligt belyst med konkrete undersøgelser. I feltforsøget ved Havdrup (Figur 78) ophørte forekomsten af synlige sprækker og dybe bioporer samt transport af den infiltrerede farvetracer under sandlaget i 5 mu.t, mens der i undersøgelsen ved Skælskør blev identificeret enkelte sprækker (uden udfældninger) i den reducerede moræneler under ferskvandsaflejringer øverst i lagserien. Hydrauliske forsøg med sidstnævnte sprækker viste, at de have havde små sprækkeaperturer (5-6 µm i Figur 1, Skælskør2) og som nævnt kun i meget ringe grad bidrog som præferentielle strømningsveje for opløst stoftransport og dermed til udvaskningen af pesticider, Figur 81.









#### FIGUR. 81.

PERKOLATION AF INTAKT MORÆNELERSSØJLE (DIAM. = 0,5M) MED FLUORESCERENDE FARVETRACER (PERKOLATION FORETAGET NEDEFRA). SØJLEN ER UDTAGET FRA 4,7-5,2 MU.T. UNDER FERSKVANDSAFLEJRINGER VED SKÆLSKØR (JØRGENSEN ET AL. 2016). SPRÆKKEAPERTUREN I SØJLEN ER 5-6 μM BESTEM VED MODELLERING AF STRØMNING OG TRACERE (JØRGENSEN IN PREP., 2017). (ØVERST) SØJLEN SET OPPEFRA. (NEDERST) SØJLEN SET FRA SIDEN. DET FREMGÅR AF FARVETRACEREN (GRØNT FLUORESCERENDE I UV-LYS TIL HØJRE), AT STRØMNINGEN (NEDEFRA) GENNEM SØJLEN OVERVEJENDE SKER SOM STEMPELSTRØMNING (PGA. AF DEN LILLE SPRÆKKEAPERTURE) HVORMED SPRÆKKERNE IKKE ER BETYDENDE SOM HURTIGE PRÆFERENTIELLE STRØMNINGVEJE FOR STOFTRANSPORTEN.

Sammenfattende støtter den aktuelle undersøgelse de tidligere hydrauliske undersøgelser af dybe bioporer, som værende dominerende og meget effektive strømningsveje i og udenfor dybe sprækker. Samtidig tyder undersøgelserne på, at sprækker uden rodkanaler, pga. af små sprækkeaperturer, generelt har underordnet eller ingen betydning som præferentielle strømningsveje for transport af pesticider og andre opløste forureningsstoffer.

Såfremt dette mønster er generelt udbredt i moræneler, kan det have vigtige implikationer for vurderinger af udvaskningsrisikoen i Danmark og formentlig tillige i store områder på den nordlige halvkugle med moræneler fra sidste istid. Det vil således være forekomsten og den maksimale dybde af rodkanaler og ikke forekomsten eller dybden af sprækker, som er bestemmende for den maksimale pesticidudvaskningsdybde pga. hurtig makroporestrømning. Resultaterne peger på, at der kan være en overordnet landskabelig styring af dybden af bioporer, sprækkesperturer og dermed generelt for pesticidudvaskningsrisikoen i makroporer. Dette sætter fokus på dybe biopores oprindelse, udbredelse, og hydrauliske egenskaber set i relation til det historiske landskab (træbevoksning og hydrologi) og den nuværende arealanvendelse til landbrug. Udvakningsrisikoen skal endvidere ses i sammenhæng med, at strømningsaktive bioporer og sprækker, der ender blindt i morænematrixen (og dermed er uden direkte hydraulisk forbindelse og afstrømning til underliggende grundvandsregimer), ikke bidrager betydende til den vertikale stofudvaskning (f.eks. Rosenbom et al. 2008, Hansen et al. 2012a). Tilsammen rejser dette spørgsmålet om hvorvidt grundvandsrisikoen for pesticidudvaskning i makroporer generelt vil kunne afgrænses til steder, hvor der forekommer grundvandsførende lag (sandslirer, sekundære- og primære grundvandsmagasiner) indenfor den maksimal historiske roddybde i forskellige landsskabstyper. En nærmere undersøgelse heraf vil evt. kunne bidrage til afgrænsning af særligt pesticidfølsomme områder.

# 4.2 Dybe bioporer og grundvandsmonitering

Forekomsten af sammenhængende bioporer med høj hydraulisk ledningsevne og stort udvaskningspotentiale, der rækker dybt ned i lagserien fra jordoverfladen, har betydning for hvilke metoder der er egnede til grundvandsovervågning i moræneler. Dels er der som nævnt risiko for blokering af makroporerne som strømningsveje ved anvendelse af boringsmetoder, hvor der ikke fjernes glitning og kompakteret jordmateriale fra borehulsvægge, dels kan anvendelse af korte filterstrækninger betyde, at der ikke etableres kontakt til bioporestrømningskanaler (Jørgensen et al. 2003) og dels kan dybe makroporer forårsage kunstig nedadrette strømning ved pumpning fra moniteringsboringer.

Sidstnævnte problemstilling er undersøgt i afsnit 3.4.3 og bilag 3 der viser, at forceret nedsivning gennem makroporer og ledsagende pesticidmobiliseringen fra de øverste jordhorisonter kan forekomme i forbindelse med vandprøvetagning ved orpumpning af moniteringsboringer. Som et genereliseret eksempel viser Figur 82, at den estimerede mobile vandmængde i sprækker og bioporer oftest er mindre end den forpumpning der anbefales i lavtydende moniteringsboringer (6" boring (18-32 L/m filer), 8" boring (32-64L/m filter) og 10" boring (50-100L/m filter)) (GEUS 2012). Dette fremgår tillige af de udførte tracerforsøg i denne undersøgelse, hvor der er målt transport af bromidtracer fra 0,1 mu.t. til moniteringsboringerne i 3,5 mu.t. efter kun 5 liter indstrømning i boringerne og i løbet af 0,5-1,5 time efter infiltrationsstart (afs. 3.3.3, tabel 23).



**FIGUR 82**. INDHOLD AF VERTIKALT MOBILT POREVAND I MAKROPORER OVER VANDRET MONITERINGSBORING, SOM FUNKTION AF DYBDEN ESTIMERET UD FRA OPMÅLTE MAKROPORER OG AFDRÆNING AF STORE (DIAM. =0,5 M) INTAKTE MORÆNELERSSØJLER (BILAG 3). DE VANDETTE BLÅ LINJER I FIGUREN VISER VANDSPEJLSDYBDEN (VSP) VED DE FØRSTE 5 PRØVETAGNINGER I 2013 I PESTICIDINDILTRATIONSFORSØGET (FIGUR 52). Mobilisering ved forpumpning vil primært kunne ske i forbindelse med højt grundvandsspejl og dermed vandmætning af de øverste lag. Dette er illustreret i Figur 83, der viser forskellen mellem pesticidtransport gennem vandmættet og umættet makroporøs moræneler, hvor der ses betydeligt forøget transportpotentiale ved vandmætning (høj grundvandsstand) af store makroporer, der kan aktiveres ved pumpning. Ved lavt grundvandsspejl og dermed umættede forhold i de øverste jordlag, trækkes der overvejende vand ind i boringerne lateralt fra (bilag 3).



# FIGUR 83.

TRANSPORT AF MCPP VED VANDMÆTNING OG UMÆTTEDE FORHOLD GENNEM 1 M INTAKTSØJLE (DIAM. 0,5 M) AF MAKROPORØS MORÆNEJORD UDTAGET FRA JORDOVERFLADEN TIL 1 MU.T. VED FARRE I JYLLAND. I ALLE TRE VISTE FORSØG ER OVERFLADEN AF DEN SAMME SØJLE (0 MU.T.) SPRØJTET MED MCPP UMIDDELBART FØR PÅBEGYNDELSE AF STRØMNINGEN (66 MM/DAG) BORTSET FRA ET FORSØG, HVOR STRØMNINGEN FØRST BLEV PÅBEGYNDT 10 DAGE EFTER SPRØJTNINGEN. DET FREMGÅR AT GENNEMBRUDDET AF MCPP FRA BUNDEN AF SØJLEN (1 MU.T.) SKER EFTER 2,5 LITER PERKOLATION (EFFLUENT) I DET VANDMÆTTEDE FORSØG, HVOR DE STORE BIOPORER ER STRØMNINGSAKTIVE (SVARENDE TIL EN SITUATION MED HØJT GRUNDVANDSPEJL), MENS MAX. GENNEMBRUD FØRST SKER EFTER VÆSENTLIGT STØRRE PERKOLATION (21-23 LITER) OG MED MINDRE RELATIV KONCENTRATION (C/C0) I DE UMÆTTEDE FORSØG (SVARENDE TIL EN SITUATION MED LAVT VANDSPEJL), HVOR DE STORE MAKROPORER IKKE ER STRØMNINGSAKTIVE (FRA JØRGENSEN ET AL. 1998D).

# 4.3 Modellering af pesticidudvaskning i dybe bioporer

Mens pesticidudvaskningen i projektets felforsøg blev undersøgt primært ved forceret strømning og sprøjtning udenfor pesticidernes regelrette anvendelsestidspunkter, dækker undersøgelsens scenariemodelleringer med Daisy udvaskning ved normal landbrugsmæssig anvendelse af pesticiderne.

Mht. dybe bioporer som pesticidtransportveje viser scenariemodelleringerne, at et overfladeforbundet netværk af store bioporer med direkte forbindelse og afstrømning til underliggende grundvandsregimer, kan have overordentlig stor betydning for pesticidudvaskning til grundvand ved regelret pesticidanvendelse. Her viser modelleringen, at udvaskningen er meget hændelsesafhængig mht. nedbørsdata, således at klimadata, der dækker lange perioder er forudsætning for at kunne simulere rimeligt dækkende udvaskningsprofiler for stofferne.

Omvendt vil der generelt være væsentlig mindre udvaskning, hvor dybe bioporer ender blindt i matrix, som vist i feltundersøgelser (f.eks. Rosenbom et al. 2008), men samtidigt er der er en variation for dette scenarie, som viser afhængighed af hydraulisk ledningsevne af matrix. Fordeling mellem dyb transport i matrix og overfladeforbundne bioporer afhænger dermed også af matrixs hydrauliske egenskaber.

Modelleringen af feltudvaskningsforsøgene i undersøgelsen viser, at mens Daisy kunne kalibreres til at simulerer bromidudvaskningsforsøgene rimeligt nøjagtigt, var unøjagtigheden af simuleringerne af pesticidforøget væsentlig større og havde betydelige afvigelser fra observationerne i feltforsøget. Forskellen afspejler formentlig at pesticidudvaskningen er kontrolleret af en mere kompleks sammensætning af stofegenskaber og mikrobiologiske forhold (end den simple konservative bromidtracer), som de anvendte tabledata til modelleringen ikke dækker tilstrækkeligt repræsentativt, i det mindste for det konkrete tilfælde. Simuleringerne af pesticidfeltforsøget indikerer dermed, at risikomodelleringer af pesticidudvaskning kan være behæftet med betydelig usikkerhed, selvom strømningssystemet er godt beskrevet og kalibreret i modellen og der anvendes testede stofparametre. Scenariemodelleringerne giver på trods heraf mulighed for at vurdere den variationsbredde og de nøgleparametre der knytter sig til relative situationer og størrelsen af udvaskningen.

# Referencer

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration. Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irr. Drain, Paper 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, 300 pp.

Blessent, B, P.R. Jørgensen, R. Therrien. (2014). Comparing Discrete Fracture and Continuum Models to Predict Contaminant Transport in Fractured Porous Media. Ground Water. Vol. 52, (1), pages 84–95.

Bockhorn B. (2015). Improving the hydraulic performance of storm water infiltration systems in clay tills. Ph.d thesis, University of Copenhagen. 142 sider.

Burton, A., Kilsby, C.G., Fowler, H.J., Cowpertwait, P.S.P. and O´Connell, P.E. (2008): RainSim: A spatial-temporal stochastic rainfall modelling system. Environmental Modelling and Software vol. 23. Pp. 1356-1369.

Butzbach K. (2007). Beskrivelse af transportmekanismer og hydrauliske parametre i opsprækket moræneler fra Flakkebjerg ud fra søjleforsøg. Specialerapport. Geologisk Institut, Københavns Universitet 2007. 68 sider.

Chambon J.C., P.J. Binning, P.R. Jørgensen and P.L. Bjerg (2011). A risk assessment tool for contaminated sites in low-permeability fractured media. J. of Contam. Hydrol. 124, 82-98.

Canadell J., Jackson, Ehleringer J.R., Mooney M.A., Sala-E. O.E., Schulze D. (1996). Maximum rooting depth of vegetation types at the global scale. Oecologia. 108. 583-595.

Danmarks Kirker (1938). Flakkebjerg Kirke V, bind 2. Side: 801 – 807. Nationalmuseet.

D'Astous A.Y., Ruland W.W. , Bruce J.R.G. , Cherry J.A. , and Gillham R.W. (1989). Fracture effects in the shallow groundwater zone in weathered Sarnia-area clay. Canadian Geotechnical Journal, 26(1): 43-56.

Don, A., Steinberg, B., Schöning, I., Pritsch, K., Joschko, M., Gleixner, G. and Schulze, E.D. (2008). Organic carbon sequestration in earthworm burrows. Soil Biology & Biochemistry 40, 1803-1812.

Flury M. and Flühler M. (1995). Tracer characteristics of brillinat blue FCF. Soil science society of America. 59 (1). 22-27.

FOCUS Homepage:

http://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/approval\_active\_substances/focus\_en.htm

Friis, K., J. Reddersen, I.K. Petersen (1999). Tilplantning af dyrkede marker med energipil: Effekter på regnormefaunaen. – Flora og Fauna 105: 71-78.

Fry, B. (2008). Stable Isotope Ecology, 3rd printing, 2008 ed. Springer.

GEUS (2001). The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Geological Survey of Denmark and Greenland, Ministry of Environment and Energy.

GEUS (2009a). The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Monitoring results, May 1999- June 2008.

GEUS (2009b). Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Særligt pesticidfølsomme lerområder: Datagrundlag og mulige veje mod zonering KUPA ler. 68 sider

GEUS (2012). Teknisk anvisning for prøvetagning af grundvand. Version 1,0. GEUS. Oktober 2012. 40 sider.

GEUS (2015a). Grundvand, Status og udvikling 1989 – 2013.

GEUS (2015b). Vurdering af mulighederne for udpegning af pesticidfølsomme lerområder (SFOler) på grundlag af eksiterende data. Naturstyrelsen. 302 pages.

Harrar B., Nilsson B. (2001). Karakterisering af 3D strømning og transport i sprækket moræneler: Design af systemer til grundvandsmonitering. I: Sprækker i moræneler. 8. maj 2001. Geocenter København.

Hansen, S., H.E. Jensen, N.E. Nielsen and H. Svendsen. (1990). DAISY - Soil Plant Atmosphere System Model. NPo-Research Report No. A10. The National Agency of Environmental Protection, Denmark, pp272.

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

Hansen, S., and Abrahamsen, P. (2009). Modeling Water and Nitrogen Uptake Using a Single-Root Concept: Exemplified by the Use in the Daisy Model. In: Ma, L., Ahuja, L.R, and Bruulsema, T.W. (Eds.) Quantifying and Understanding Plant Nitrogen Uptake for System Modeling. CRC Press, Boca Raton, 169-195

Hansen S., Petersen C.T., Mollerup M., Abrahamsen P., Gjettermann B., Nielsen M.H., Styczen M., Poulsen R., Lørup J.K., Yamagata K., Butts M. (2012a). Flerdimensional modellering af vandstrømning og stoftransport i de øverste 1-2m af jorden i systemer med markdræn. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 138. 276 sider.

Hansen, S., Abrahamsen, P., Petersen, C.T., and Styczen, M.( 2012b). Daisy: Model Use, Calibration and Validation. Transactions of the ASABE 55(4), 1315-1333, doi: 10.13031/2013.42244

Hinsby, K., L.D. McKay, P.R. Jørgensen, M. Lenczewski and C.P. Gerba (1996). Fracture aperture Measurements and Migration of Solutes, and Immiscible Creosote in a Column of Clay-Rich Till. Groundwater 3, 34(6), 1996, 1065-1075.

Harrar W, Nilsson B. (2001). Karakterisering af 3-D strømning og transport i sprækket moræneler: Design af systemer til grundvandsmonitering. I: Sprækker i moræneler - hvordan den nye viden kan anvendes. 8. maj 2001. Geocenter København.

Harrison, B., Sudicky, E.A. and Cherry, J.A. 1992. Numerical analysis of solute migration through fractured clayey deposits into underlying aquifers. Water Resources Research 28: doi: 10.1029/91WR02559. issn: 0043-1397.

Holstener-Jørgensen H. (1959). Undersøgelser af rodsystemer hos eg, bøg og rødgran på grundvandspåvirket morænejord med et bidrag til belysning af bevoksningens vandforbrug. Det forstlige forsøgsvæsen . 25. 1958-1959. 225-290.

Holst-Hansen, J. (2011). The importance of space and time when interpreting trophic structure from stable isotopes.Masters thesis, Marine Ecology, Department of Bioscience, Aarhus University. http://www.natur.gl/fileadmin/user\_files/Dokumenter/Afhandlinger/2011\_Holst\_Hansen\_MSc\_ thesis.pdf

James, S.W., Porco, D., Decaëns, T., Richard, B., Rougerie, R., Ersus, C. (2010). DNA Barcoding Reveals Cryptic Diversity in Lumbricus terrestris L., 1758 (Clitellata): Resurrection of L. herculeus (Savigny, 1826). Plos One 5, e15629.

Jensen, M.B., H.C.B. Hansen, P.R. Jørgensen and J. Magid (1999). Subsurface transport of phosphate in structured soil - a two step process. Nordic Hydrol., 30(4/5) 1999, 361-378.

Jørgensen, P.R. (1990). Spredning af forurening i moræneler. Miljøprojekt 155, Miljøstyrelsen 1990. 131 sider.

Jørgensen, PR, J Fredericia (1992). Migration of nutrients, pesticides and heavy-metals in fractured clayey till. Geotechnique 42: 67-77

Jørgensen, P.R. and N.H. Spliid (1993). Mechanisms and rates of pesticide leaching in shallow clayey till. In: Integrated soil and sediment research: A basis for proper protection. Eds. H.J.P. Eijsackers & Harmers. p.247-253. Kluwer Academic Publishers.

Jørgensen, P.R., L.D. McKay and N.H. Spliid (1998a). Evaluation of chloride and pesticide transport in a fractured clayey till using large undisturbed columns and numerical modeling. Water Resour. Res., 34 (4), 1998a, 539-553.

Jørgensen, P.R. and N.H. Spliid (1998b). Migration and biodegradation of pesticides in clayey till. Pesticides Research.No. 37. Ministry of Environment and Energy, Copenhagen, Denmark.

Jørgensen, P. R., K. Broholm, T.O. Sonnenborg, E. Arvin (1998c). DNAPL transport through macroporous clayey till columns. Ground Water, Vol. 36, No. 4, 1998, p. 651 - 660.

Jørgensen P.R. T.M. Schrøder, G. Felding, A. Helweg, N.H. Spliid, M. Thorsen, J.C. Refsgaard, O.H. Jacobsen (1998d). Validation and development of pesticide leaching models. Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelforskning nr. 47, 1998. 150 sider.

Jørgensen P.R., Spliid N. H., Hansen M., Harrar W., Lindgreen, H. Outzen, S. Brehmer A. (2001). Point and Non-point Source Leaching of Pesticides in a Till Groundwater Water Catchment. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 52.

Jørgensen, P.R., M. Hoffmann, J. Kistrup, C. Bryde, R. Bossi, and K.G. Villholt (2002). Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory and modeling analyses. Water Resour. Res., 28(11), 2002, 2801-2815.

Jørgensen, P.R., K.E.S. Klint, J.P. Kistrup (2003). Monitoring well interception with fractures in clayey till. Groundwater. Nov. – Dec. 2003, 772-779.

Jørgensen, P.R., L. McKay, and J. Kistrup (2004a). Aquifer Vulnerability to Pesticide Migration Through Till Aquitards. Groundwater. 42. 6. 841-855.

Jørgensen, P.R., T. Helstrup, J. Urup, and D. Seifert (2004b). Modeling of Non-reactive Solute Transport in Fractured Clayey Till During Variable Flow Rate and Time. J. of Contam. Hydrol. 68, 2004b, 193-216.

Jørgensen, P.R., J. Urup, T. Helstrup, M. B. Jensen, F. Eiland, and F. P. Vinther (2004c). Transport and removal of nitrate in clayey till underneath forest and arable land. J. of Contam. Hydrol., 73, 270 – 286, 2004.

Jørgensen P.R., Klint K.E.S., Robenhagen M. (2008). SprækkeJAGG. Regneark til risikovurdering af sprækker i moræneler. Videncenter for jordforurening, Teknik og Administration 2: 1-64.

Jørgensen P.R., Spliid N.H. (2012). En pesticidforurening 15 år efter. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 130, 2012. Fate of point source pesticide spill in clayey till after 15 years

Jørgensen, P.R., N.H. Spliid, T. Laier, and S. Outzen. (2016). Fate of point source pesticide spill in clayey till after 15 years. Groundwater Monitoring and Remediation 36, 3: 33-42.

Jørgensen, P.R., N.H. Spliid (2016). Accumulation of pesticides in anaerobic clayey till - controls and implications to ground water. Groundwater Monitoring and Remediation 36, 3: 43-53.

Kessler T.C., Alessandro C., Fabio O., Renard P., Nilsson B., Klint K.E., Bjerg P.L. (2013). Modeling fine-scale geological heterogeneity-examples of sand lenses in tills. Ground Water, 51, 5: 692-705.

Kilsby, C.G., Jones, P.D., Burton, A., Ford, A.C., Fowler, H.J., Harpham, C., James, P., Smith, A. and Wilby, R.L. (2007): A daily weather generator for use in climate change studies. Environmental Modelling and Software vol. 22. Pp. 1705-1719.

Klint K.E.S. og P. Gravesen (1999). Fractures and biopores in Weichselian a till aquitard at Flakkebjerg, Denmark. *Nordic Hydrology*, 30 (4/5) 1999, p. 267-284.

Klint.K.E.S. (2001). Fractures in Glacigene Diamict deposits; Origin and Distribution.Ph.D-thesis. Geological Survey of Denmark and Greenland, Special report no. 129.40 sider + 6 artikelmanuscripter.

Klint K.E. S., Nilsson B, Troldborg L., Jakobsen P.R. (2013). A poly morphological landform approach for hydrogeological applications in heterogeneous glacial sediments. Hydrogeology Journal 21, 6:1247-1264.

Ludvigsen L.K., Clausen L, Jørgensen P.R., Larsen F., Juhl MM, Skougaard M., Bastrup J., Arildskov N.P, Kistrup J., Spliid N.H. (2002). Pesticider og vandværker. Udredningsrapport om BAM-forurening, Hovedrapport. Miljøprojekt nr. 732, Miljøstyrelsen 2002.

Madsen H.B. (1983). Himmerlands jordbundsforhold. Et regionalt studie omhandlende jordbundsudvikling, - klassifikation, afgrøders rodudvikling og jordens plantetilgængelige vandmængder. Landbrugsministeriet Arealdatakontoret.

Nambiar E.K.S., Sands R. (1992). Effects of compaction and simulated root channels in the subsoil on root development, water uptake and growth of radiata pine. Tree Physiology 10, 297-306

O´Hara, S.K., B.L. Parker, P.R. Jørgensen and J.A. Cherry (2000). Trichloroethene DNAPL flow and mass distribution in naturally fractured clay: 1. Evidence of aperture variability. Water Resour. Res., 36(1), 2000, 135-147.

Parlange M.B., Hopmans J.W. (1999). Cutting across disciplines. Ed. Parlange MB and Hopmans JW. Oxford University Press Inc: 1-455.

Pesticide Properties DataBase, University of Hertfordshire. (2013).

Petersen C.T., Trautner A., Hansen S. (2008). Spatio-temporal variation of anisotropy of saturated hydraulic conductivity in a tilled sandy loam soil. Soil and Tillage Research 100 (2008): 108-113.

Petersen, C. T., Nielsen, M. H., Hansen, S., Abrahamsen S. og Koch, C.B. (2013). Undersøgelse af makroporekontinuitet ved markdræn og effekter af direkte forbundne makroporer på jords filterfunktion. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen nr. 144, 143 sider.

Rasmussen, S.B., Abrahamsen, P., Nielsen, M.H., Holm, P.E., Hansen, S. (2015). Effects of single rainfall events on leaching of glyphosate and bentazone on two different soil types, using the Daisy model. Vadoze Zone Journal (accepted).

Rosenbom, A.E., Ernsten, V., Fluhler, H., Jensen, K.H., Refsgaard, J.C., Wydler, H. (2008). Fluorescence imaging applied to tracer distributions in variably saturated fractured clayey till. Journal of Environmental Quality 37, 448-458.

Rosenbom A.E. (2005). Preferential flow and transport in variably saturated fractured media. Ph.D Thesis. Technical University of Denmark and GEUS. 214 sider.

Ruland W.W., Cherry J.A., and Feenstra S. (1991). The depth of fractures and active ground-flow in a clayey till plain in southwestern Ontario. Ground Water, 21, 3: 405-417.

Shipitalo, M.J., Le Bayon, R.C. (2004). Quantifying the Effects of Earthworms on Soil Aggregation and Porosity, In: Edwards, C.A. (Ed.), Eartworm Ecology, second edition. CRC Press, pp. 183-200.

Spliid, N. H., Helweg, A., Heinrichson, K. (2006). Leaching and degradation of 21 pesticides in a full-scale model biobed. Chemosphere Vol. 65, pp 2223-2232.

Simonsen, L. Fomsgaard, I. S., Svensmark, B., Spliid, N. H. (2008). Fate and availability of glyphosate and AMPA in agricultural soil. Journal of Environmental Science and Health Part B, vol. 43, pp. 365 -375.

Snow, D. T. (1968). Rock fracture spacings, openings and porosities, J. Soil Mech. Found. Div. Proc. Am. Soc. Civil Eng., 94, 73–91, 1968.

Stenemo, F., P.R. Jørgensen, Jarvis N. (2005). Linking a one-dimensional pesticide fate model to a three-dimensional groundwater model to simulate pollution risks of shallow and deep groundwater underlying fractured till. J. of Contam. Hydrol. 79, 89-106, 2005.

Sørensen, SR, Schultz, A, Jacobsen, OS, Aamand, J (2006). Sorption, desorption and mineralisation of the herbicides glyphosate and MCPA in samples from two Danish soil and subsurface profiles. Environmental Pollution 141 (1), 184-194.

Thorup-Kristensen (2007). Hvad bestemmer afgrøders roddybde - og hvordan kan vi bruge det til at opnå bedre udnyttelse af kvælstof? Arter, vækstperiode, rodfordeling, N behov. Plantekongres 2007.

Tofteng, C., Hansen, S., and Jensen, H.E. (2002). Film and Pulse Flow in Artificial Macropores. Nordic Hydrology 33 (43) 263-274

Tsakiroglou C.D., K.E.S. Klint, B. Nilsson, M.A. Theodoropoulou, C.A. Aggelopoulos. (2012). From aperture characterization to hydraulic properties of fractures. Geoderma 181–182 (2012) 65–77

Tuxen N., Ejlskov P., Albrecthsen H.J., Reitzel L.A., Pedersen J.K., Bjerg P.L. (2003). Application of natural attenuation to groundwater contamination by phenoxy acid herbicides form an old land fill at Sjølund, Denmark. Ground water Monitoring and Remediation 23, 4: 48-58.

Urup, J (2001). Undersøgelse af og matematisk modellering af nitrattransport og –reduktion i vandmættet makroporøs moræneler på henholdsvis en skov- og en landbrugslokalitet. Specialerapport. Geologisk Institut, Københavns Universitet. 109 sider.

Weaver J. (1926). Root development of field crops. McGraw-Hill book company inc, New York.

Westergaard, B., Hansen H.C.B. 1997. Phosphorus in Macropore Walls of a Danish Glossudalf. Acta Agric. Scand Sect. B, Soil and Plant Sci. 1997 (47), 193-200.

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

# Bilag

Bilag 1: Markdræn



Placering af forsøgsfelt i forhold til markdræn samt afledning af strømning fra brakmark og reduktion af horisontal strømning i forsøgsfelt.

# Bilag 2: Beskrivelse af boremetode til vandrette boringer

Boringerne er udført af GC Enterprise ApS, Køge, ved styret underboring med udgangspunkt i følgende instruks:

- 1. <u>Forboring med pilotborehoved (diam = 110):</u>
- Boringen udføres med fald der følger terræn. Der anvendes kun vand og ikke bentonit.
  2. <u>Udvidelse og afskrælning af borehul med "reamer" (diam. = 130 mm):</u>
- Der køres en reamer igennem det pilotborede hul. Efter reameren følger et påmonteret specialfremstillet skæreværktøj i form af en kort metalcylinder (diam. = 170 mm) med knivskarp forkant (slebet således at den skarpe forkant udgør ringens ydre diameter og ringen derved ikke fortrænger jordmateriale ud i borehulsvæggen). Metalcylinderen påmonteres et afgangsrør (diam. = 160 mm). Røret med den påmonterede reamer samt afskræller trækkes igennem borehullet. Den afskrællede jord falder ind i røret og skylles bagud vha. højtrykspuledysser monteret på reameren og videre til slamsuger. Ved processen afskrælles de yderste 4 cm af borehulsvæggen med et rent snit (hvorved der skabes maksimal kontakt til sprækker og makroporer i lermaterialet). Udvidelsen og afskrælningen udføres som tørboring uden bentonit, dvs. det anvendte vand føres til slamsuger gennem afgangsrøret uden at komme i kontakt med borehulsvæggen.
- <u>Installering af filterrør i HDPE (diam. = 160 mm):</u> Et 20 m langt filterrør monteres i borehullet. Røret er opslidset i hele sin længe bortset fra sidste 1 m i hver ende (slidsebredden = 0,5 mm og slidsetæthed = 2 slidser/cm).
- 4. <u>Afpropning af filter med bentonit:</u> Der foretages afpropning med ekspanderende bentonit i begge ender af filterrøret til forhindring af vand udenfor filterstrækningen kan trænge ind i filteret langs boringen. Bentonitproppen tætner mod selve borehulsvæggen omkring den yderste meter af filterrøret (den ikke opslidsede del) således at enden af filterrøret stikker ud gennem bentoniproppen.
- 5. <u>Installering af pejle- og prøvetagningsrør (diam. = 110 mm):</u> I dybeste ende af boringen påmonteres ved hjælp af overgangsstykker et HDPE rør fra filterrør til 0.5 m over terræn. Alle overgangsstykker svejses sammen (Friatec).
- <u>Udluftningsrør (diam. 50 mm):</u> Der monteres udluftningsrør i alle boringer til terræn i modsatte ende af prøvetagningsrør. Alle overgangsstykker er svejses sammen (Friatec).
- 7. Der installeres HDPE rør på terræn omkring pejle/prøvetagningsrør på alle boringer til forhindring af påkørsel.
- 8. Der monteres aflåselige låg på alle rør over terræn.

# Bilag 3: Notat vedr. renpumpning fra følgegruppemøde 13/9 2013

# Midtvejsnotat vedr. hydrauliske forhold i pesticidforsøgsfeltet og betydningen af renpumpning for tolkningen af resultaterne i pesticidinfiltrationsforsøget (13/9-2013).

Forud for hver vandprøvetagning i pesticidinfiltrationsforsøget foretages renpumpning af forsøgets vandrette moniteringsboringer. Renpumpningen udføres dels for at fjerne vand fra tidligere prøvetagninger og dels således, at der udtages direkte tilløbende vand fra formationen omkring boringerne.

# Problemstilling

Ved renpumpningen tømmes boringerne for vand ved oppumpning af ca. 300-500 liter pr. boring, svarende til 15-25 liter/meter boring. Dette er vandmængden der efterfølgende løber til boringerne og som prøverne til pesticidanalyse udtages fra.

Pga. strømningen ved renpumpningen, repræsenterer nedsivningen i forsøget ikke den naturlig nedsivning i forsøgsfeltet, men derimod en relativ kortvarig forceret strømning, hvilket betyder at resultaterne af forsøget efterfølgende skal omsættes til mere realistiske strømnings scenarier vha. projektets modellering.

I dette notat gives en vurdering af forskellige strømningsveje og deres bidrag til det vand der løber til moniteringsboringerne efter renpumpning. Vurderingen er baseret på foreløbige data.

# Bulk hydraulisk ledningsevne

Den bulk hydrauliske ledningsevne og strømningen i forsøgsfeltet er udpræget anisotrop. Dette fremgår af slug-test beregninger udført for de dybe moniteringsboringer i 3.5 mu.t. ved højt og lavt grundvandspejl (vsp.), tabel 1. Disse to vandspejlssituationer beskriver tilstrømningen til boringerne hhv. med og uden vertikal tilstrømning fra den overliggende vandsøjle, figur 1.





Ved beregningerne er estimeret ca. 100 gange højere mættet hydraulisk ledningsevne (Ks) i vertikal retning (10<sup>-6</sup> m/s) end i horisontal retning (10<sup>-8</sup> m/s), tabel 1.

*Tabel 1. Bulk hydraulisk ledningsevne i 3.5 mu.t. i forsøgsfeltet estimeret vha. slug-test beregninger for de dybe moniteringsboringer.* 

Boring	Bulk hydraulisk ledningesevne, m/s	
	Højt vandspejl (0.75 mu.t.) (17/1 2013)	Lavt vandspejl (2.4 mu.t.) (30/5 2013)
m5	3.2x10 <sup>-6</sup>	5.2x10 <sup>-8</sup>
m6	2.7x10 <sup>-6</sup>	4.1x10 <sup>-8</sup>
m7	2.0x10 <sup>-6</sup>	3.5x10 <sup>-8</sup>
m8	1.8x10 <sup>-6</sup>	3x10 <sup>-8</sup>
m9	1.9x10 <sup>-6</sup>	3.5x10 <sup>-8</sup>

Med hensyntagen til usikkerheden i beregningerne vurderes det på denne baggrund, at over 90% af vandet i de dybe boringer strømmer til boringerne vertikalt fra efter renpumpning, når der er høj grundvandsstand. Dette indikerer, at den vertikale strømningskomponent har været klart dominerende ved de første vandprøvetagninger (højt vsp.) i pesticidinfiltrationsforsøget (se ledsagende notat om pesticidfeltforsøget).

Den sammen anisotropi mht. strømningsveje og hydraulisk ledningsevne antages at gøre sig gældende for boringerne i 1 og 2 mu.t., hvor der blot er mulighed for større lateral strømning pga. større sprækker tættere på jordoverfladen. Denne vertikal fordeling er også påvist i tidligere feltundersøgelser i Flakkebjerg (Harrar og Nilsson, 2001), ligesom der er mulighed for udtalt lateral strømning øverst i lagsøjlen, bl.a. langs en evt. tilbageværende pløjesål i jordprofilen (Petersen *et al.* 2008). Markdræn er afbrudt indenfor selve forsøgsfeltet.

Sammenholdt med slug-test beregningerne indikerer de meget lave Ks-værdier på 10<sup>-10</sup> m/s, som tidligere er bestemt for morænelermatrixen under de øverste par meter af jordsøjlen i Flakkebjerg (Harrar og Nilsson, 2001), at lermatrixen i sig selv kun bidrager med en meget lille del af strømningen, hvorfor vandbevægelsen primært forventes at ske, som præferentiel strømning i bioporer, spækker og sandslirer.

Figur 2 viser en foreløbig kortlægning af sprækker og sandforekomster i de vandrette moniteringsboringer, som er baseret på boringsvideoer optaget under udførelsen af boringerne. Kortlægningen viser ikke forekomsten af bioporer pga. dårlig billedkvalitet.



Bredde, meter

Figur 2. Videoopmålt forekomst af sprækker og sandforekomster i 4 af de dybe vandrette moniteringsboringer ( 3.5 mu.t.). Pga. af dårlig billedkvalitet er identifikation og antallet af de opmålte elementer usikker. Data mangler for boring 9 og for boring 8 i intervallet 2-8m længde.

# Præferentielle strømningsveje

#### Bioporer

Ved etableringen af forsøgsfeltet er opmålt stor hyppighed af vertikale bioporer med aftagende diameter ned til 4.3 mu.t. (årsrapport 2012). Den vertikale fordelingen af opmålte max. diametre og beregnede strømningshastigheder i disse for vandmættet strømning ved en hydraulisk gradient på 1, er vist i hhv. figur 3 og figur 4.



Figur 3. Maks. diametre af bioporer opmålt ved etableringen af forsøgsfeltet.

Det fremgår af figur 3 og 4, at der sker et markant skift i diameter og ikke mindst strømningshastighed omkring ca. 2 mu.t., som er den maksimale dybde af meget store bioporer fra regnorme i feltet. Ved beregning af den vertikale hydrauliske ledningsevne for de samlede opmålte bioporer (figur 5) er det estimeret, at bioporene bidrager med en samlet estimeret Ks-værdi i vertikal retningen på 10<sup>-5</sup>-10<sup>-6</sup> m/s i dybdeintervallet 3-4 mu.t., hvilket er i rimelig overensstemmelse med de målte vertikale Ks-værdier fra slug-testene (10<sup>-6</sup> m/s), figur 5. Den hydrauliske ledningsevne er større i den øvre del jordsøjlen, men den effektive vertikale Ks værdi ned til de dybe boringer vil være styret af de små diameterværdier i 2-4 m intervallet, der virker som "flaskehals" (figur 3) for den samlede vertikal strømning ned til de dybe moniteringsboringer, figur 3 og 4.



*Figur 4. Beregnet strømningshastighed i maks. diameter bioporene vs dybde ved en hydraulisk gradient på 1 (= hydraulisk ledningsevne) under vandmætning.* 

#### Sprækker

Tilsvarende Ks-beregninger for opmålte vertikale sprækker giver bulk Ks værdier på 10<sup>-9</sup> – 10<sup>-7</sup>m/s (figur 5). Disse Ks-værdier er baseret på sprækkeaperturer bestemt i tidligere forsøg fra Flakkebjerg for sprækker indeholdende rodkanaler, men uden betydende forekomst af solitære bioporer i matrix, som er til stede med høj hyppighed i forsøgsfeltet. Idet der ved forsøgsfeltet heller ikke er konstateret samme forekomst af rodkanaler i sprækkerne, som i de tidligere studier, er den nedre Ks værdi for sprækkerne på 10<sup>-9</sup> m/s, formentlig mest repræsentativ, hvilket svarer til sprækkeaperturværdier på ca. 10-15  $\mu$ m. Der har endvidere ikke kunne iagttages synlige sprækkeaperturer, hvilket yderligere støtter de lave aperturværdier. En endelig vurdering af sprækkernes betydning forventes at kunne foretages ud fra de planlagte farvetracerforsøg i 2014. Figur 5 sammenfatter den estimerede relative betydning af strømning i sprækker og bioporer i forhold de estimerede værdier af bulk hydraulisk ledningsevne.



Figur 5. Vertikal og horisontal bulk hydraulisk ledningsevne i pesticidforsøgsfeltet (estimeret vha.slug- testberegning) sammenlignet med hydraulisk ledningsevneværdier af bioporer (beregnet ud fra foreløbige data for opmålt diameter og hyppighed) og sprækker (bestemt ud fra sprækkeopmåling ved forsøgsfeltet og sprækkeaperturer fra tidligere hydrauliske forsøg med intakte morænelerssøjler fra Flakkebjerg (Butzbach 2007).

# Sandslirer

Strømningsbidraget til moniteringsboringerne fra sandslirerne er vurderet ud fra den estimerede horisontale Ks-værdi på 10<sup>-8</sup>m/s fra slugtestene. Ud fra denne lave Ks-værdi forventes strømningen i sandslirene at udgøre en mindre del af den samlede vandbevægelse gennem jordsøjlen.

#### Pesticidindhold før og efter renpumpning

Som det fremgår af følgende afsnit, er den mobile vandmængde i makroporer over og under de dybe boringer meget begrænset ved lavt vsp., hvorfor det laterale strømningsbidrag dominerer i denne situation - men ved væsentligt langsommere tilstrømning. Alligevel ses vedvarende indhold af bentazon i det tilstrømmende vand. Analyser af vandprøver udtaget før og efter renpumpning fra en af de dybe boringer (i 4. og 5. prøvetagning), viser samme indhold af pesticider (kun bentazon) før og efter renpumpningen. Dette kunnen støtte, at den vedvarende forekomst af bentazon skyldes en generel nedvaskning af stoffet via bioporene i forsøgsfeltet.

#### Feltiagttagelser

De estimerede strømningsveje i figur 5 i overensstemmelse med, at vandet strømmede hurtigt op af bioporer i udgravningerne ved etableringen af forsøgsfelterne, mens der ikke kunne iagttages tilsvarende udstrømning fra sprækkerne. Dvs. målingerne og iagttagelser indikerer tilsammen, at bioporer dominerer over sprækker, og muligvis sandslirer, som pesticidtransportveje og står for mere end 90% af den vertikale strømning i forsøgsfeltet ved høj grundvandsstand.

# Mængde og udskiftning af mobilt strømningsvolumen i jordsøjlen ved renpumpning

Som nævnt optræder de højeste pesticidindhold i de dybe boringer allerede ved første vandprøvetagning og samtidig indikerer den anisotrope bulk hydrauliske ledningsevne i forsøgsfeltet, at vandet ved høj grundvandsstand næsten udelukkende vil tilstrømme oppefra i jordsøjlen efter renpumpning/tømning af boringerne.

Mhp. vurdering af hvor stort en del af den samlede vandmængde, der kan mobiliseres vertikalt gennem jordsøjlen ved renpumpningen til moniteringsboringerne (ca. 20 liter/m boring i gennemsnit), er det mobile vandvolumen (defineret som det vandvolumen der kan afdrænes jorden fra vandmætning til markkapacitet vha. af tyngdekraften) en jordsøjle over og under boringerne estimeret i det følgende.

Estimationen er foretaget på basis af hyppigheden og diameter af de opmålte bioporer ved forsøgsfeltet (foreløbige tal, ikke vist), kombineret med laboratoriemålinger af det strømningsaktive (dvs. drænbare) volumen i store intakte morænelersøjler med og uden sprækker fra Flakkebjerg (Butzbach 2006) og en sammenlignelige morænelokaliteter ved Hammel i Jylland (Jørgensen, upublicerede data), figur 6.



Figur 6. Eksempler på mængder af vand, der kan afdrænes vha. tyngdekraften (mobilt vand) fra 1 mu.t og 3.5 – 5 mu.t. af intakt moræneler, som analog til den mobiliseringen af vandet i jordsøjlen, som der sker ved tømningen af moniteringsboringerne i forsøgsfeltet (Jørgensen, upublicerede data og Butzbach 2006).

Figur 6 viser hvorledes det mobile strømningsvolumen aftager kraftigt med dybden i jorden fra ca. 40 liter/m<sup>3</sup> i 1 mu.t. til ca. 4–2.5 liter/m<sup>3</sup> i 2-4 mut. Dette skyldes primært skyldes det aftagende makroporevolumen med dybden.

Figur 7 viser, den estimerede samlede mobile vandmængde, der har været til rådighed ved vertikal tilstrømning gennem hele jordsøjlen til moniteringsboringerne ved de enkelte renpumpninger i tidsserien af pesticidanalyserne (ud fra kurvens skæring med vandspejlet aflæses den til rådighed værende mobile vandmængde over og under boringen i en ½ m bred zone omkring boringen på renpumpningstidspunktet, angivet pr. meter boring).

Ved højt vandspejl (første 2 vandprøvetagninger/pestidcidanalyser) viser figur 7, at det mobile vand udskiftes ca. 4-20 gange i jordsøjlen i dybdeintervallet 2-4 mu.t. (udregnet som 20 L/den mobile vandmængde i dybdeintervallet) vha. tilstrømning oppefra i jordsøjlen fra 0-2 mu.t., mens vandet i 0-2 mu.t. kun udskiftes ca. 1 gang pga. af den højere effektive porøsitet (primært bioporeporøsitet) i denne dybde i profilen, hvor vandet i øvrigt også forventes at kunne løbe til lateralt i betydelig grad (Petersen et al. 2008, Harrar og Nilsson, 2001).

Ved lav grundvandsstand i morænen (vsp. i 2 mu.t. eller dybere), hvor den vertikale vandtilførsel oppefra i profilet ikke er tilstede, vil tilstrømningen, efter de til rådighed værende cirka 1-2 liter vand er tømt af jordsøjlen i vertikal retning (tilstede i 2-4 mu.t.), primært ske vha. lateralt langsom tilstrømning.



Figur 7. Estimeret vandmængde (vandvolumen kummuleret nedefra) der kan afdrænes vertikalt ved tømning af moniteringsboringerne i 3.5 mu.t fra den vandmættede jordsøjlen (mobilt vand) sat i relation til vandspejlets beliggenhed ved renpumpningen (20 L pr. m boring) i tidsserien af prøvetagninger til pesticidanalyserne (figur 2 i ledsagende notat om pesticidfeltforsøget). Estimationen er lavet for 1 boring under antagelsen, at boringen henter vand fra en 0,5 m bred zone omkring boringen (vurderet ud fra røggasforsøg i 2-2,5 mu.t. ved etableringen af forsøgsfeltet).
Sat i relation til de målte pesticidindhold i de dybe moniteringsboringer (figur 2 i ledsagende notat om pesticidfeltforsøget), indikerer figur 5, at der under renpumpning ved høj grundvandsstand er sket hurtig transport af pesticider, der allerede er udvasket til vandspejlet (snesmeltning og nedsivningen ved tø), ved at vandet herfra er trukket ned til de dybe boringer. Ved lav grundvandsstand er der efter renpumpningen indledningsvist sket tømning af den lille tilbageværende vertikale mobile vandsøjle og herefter trukket vand nedefra og fra siderne - i begge tilfælde med pesticidindhold fra den tidligere nedsivning.

Udover at den præferentielle vertikale strømningen tilsyneladende er til stede, er stoffernes mobilitet en tilsvarende vigtig forudsætning for transporten. Her er det, som nævnt kun er bentazon, MCPA og propyzamid, der er transporteret ned til de dybe boringer, mens de immobile stoffer tilsyneladende er bremset omkring 2 m grænsen, hvor de store regnormegange ophører. Figur 8 viser den forventede grad af mobilitet af bentazon og MCPA ifht. en konservativ tracer (klorid), bestemt ud fra tidligere forsøg (Jørgensen og Jacobsen, upubl. data) med en lignende bioporøs moræneler, som i det nuværende forsøgsfelt.

Det fremgår af figur 8, at bentazon og MCPA har samme mobilitet, som den konservativt tracer samt at peak-koncentrationen for begge pesticider ankommer efter 5 liter gennemstrømning ved en strømningshastighed på samme niveau som ved renpumpningen i PESTPORE forsøgsfeltet. Resultatet sandsynliggør at den forudsatte konservative mobilitet for de to stoffer er til stede (ud hurtige strømning) som grundlag for den hurtige observerede transport af pesticiderne fra 1 m til 3,5 m boringerne i forsøgsfeltet.



Figur 8. Forsøg med transport af bentazon, MCPA og klorid (konservativ tracer) gennem intakt søjle (diam. = 0.5 m) af bioporøs moræneler (Jørgensen og Jacobsen, upublicerede data).

## Feltforsøget i relation til grundvandssårbarhed

Som processtudie kan strømningen og pesticidtransporten, der genereres vha. renpumpningen i feltforsøget, sammenlignes med situationer, hvor dybe bioporer hydraulisk set danner kortslutning mellem vandspejlet i rodzonen og et underliggende grundvandsmagasin ved nedadrette hydraulisk gradient.

Generelt vil det være denne type situationer, der er relevante, set ud fra en grundvandssårbarhedsbetragtning, mens situationer, hvor dybe bioporene ender blindt i lavpermeabel morænematrix ikke er tilsvarende interessante. Gennem projektets modellering forventes det muligt, at skalere de observerede sammenhænge mellem strømning og pesticidtransport i feltforsøget, i forhold til realistiske og relevante strømningsscenarier.

## Referencer

Butzbach K. (2007). Specialerapport, Geologisk Institut, 2007.

Harrar B. og B. Nilsson (2001). Karakterisering af 3D strømning og transport i sprækket moræneler: Design af systemer til grundvnadsmonitering. I: Sprækker i moræneler. 8. maj 2001. Geocenter København.

Jørgensen P.R. og O. S. Jacobsen. Intaktsøjleforsøg med udvaskning af pesticider i moræneler fra Grundfør. Upublicerede data fra SMP1, 1995.

PESTPORE årsrapport 2012. Miljøstyrelsens pesticidforskningsprogram, 2012. Petersen C.T., A. Trautner, S. Hansen. Spatio-temporal variation of anisotropy of saturated hydraulic conductivity in a tilled sandy loam soil. Soil and Tillage Research 10

## Bilag 4: Pesticid- og bromidanalyser

Tabala	Posticidari	wandprover	uσ/T
Taberi.	Pesucider	vandprøver,	ug/ L.

Boring:	Dato	Reg.	MCPA	Benta-	Azoxy-	Propyz-	Pendi-	Glypho	AMPA	MCPP
				zon	strobin	amide	methalin	-sat		
Vandret boring 1	04.02.13	13-0013d	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 2	01.02.13	13-0014	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 3	01.02.13	13-0015	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 4	01.02.13	13-0016	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 5	01.02.13	13-0017	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 6	01.02.13	13-0018	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 7	01.02.13	13-0019	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 8	01.02.13	13-0020	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 9	29.01.13	13-0021	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 1	25.02 13	13-0044	0.640	14.016	0.040	0.478	0.234	2.482	0.117	
Vandret boring 2	22.02.13	13-0037	0.146	2.252	0.006	0.066	0.013	0.028	< 0.01	
Vandret boring 3	22.02.13	13-0038	0.433	5-933	0.016	0.232	0.021	0.193	0.018	
Vandret boring 4	25.02 13	13-0045	0.547	14.005	0.015	0.358	0.012	0.028	< 0.01	
Vandret boring 5	22.02.13	13-0039	0.077	0.760	< 0.005	0.017	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 6	22.02.13	13-0040d	0.033	0.521	< 0.005	0.012	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 7	22.02.13	13-0041	0.025	0.383	< 0.005	0.008	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 8	22.02.13	13-0042	0.007	0.091	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 9	22.02.13	13-0043	< 0.005	0.016	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 2	14.03.13	13-0047	0.081	2.744	0.005	0.043	< 0.01	0.011	< 0.01	
Vandret boring 3	14.03.13	13-0048	0.300	4.842	0.019	0.144	< 0.01	0.091	0.016	
Vandret boring 5	14.03.13	13-0049	0.030	0.547	< 0.005	0.012	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 6	14.03.13	13-0050	0.007	0.158	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 7	14.03.13	13-0051	0.009	0.193	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 8	14.03.13	13-0052	0.018	1.347	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 9	14.03.13	13-0053d	< 0.005	0.014	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 2	25.04.13	13-0452	0.016	0.747	0.002	0.011	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 3	25.04.13	13-0453	0.129	3.080	0.010	0.057	< 0.01	0.029	0.020	
Vandret boring 5	25.04.13	13-0454	< 0.005	0.175	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 6	25.04.13	13-0455	< 0.005	0.076	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 7	25.04.13	13-0456	< 0.005	0.076	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 8	25.04.13	13-0457	< 0.005	0.011	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 9	25.04.13	13-0458	< 0.005	0.008	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 5 (før *renpumpning)	30.05.13	13-0634	< 0.005	0.12	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 5	31.05.13	13-0635 d	< 0.005	0.12	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 6	31.05.13	13-0636	< 0.005	0.047	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 7	31.05.13	13-0637	< 0.005	0.045	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 8	31.05.13	13-0638	< 0.005	0.005	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 9	31.05.13	13-0639	< 0.005	< 0.05	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 5 (før renpumpning)	21.06.13	13-0717	< 0.005	0.102	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 5	24.06.13	13-0718	< 0.005	0.094	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 7	24.06.13	13-0719	< 0.005	0.038	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 9	24.06.13	13-0720	< 0.005	< 0.05	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	
Vandret boring 5	15.08.13	13-1283 d	< 0,005	0.048	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 7	15.08.13	13-1284	< 0,005	0.023	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 9	15.08.13	13-1285	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005

\* Prøveudtagning af tilløbet vand efter tømning af boring (ca. 400 liter).

Tabel 1 fortsat. <u>Pesticider</u> i vandprøver, µg/L.										
Boring:	Dato	Reg.	MCPA	Benta-	Azoxy-	Propyz-	Pendi-	Glypho	AMPA	MCPP
				zon	strobin	amide	methalin	-sat		
Vandret boring 5	22.11.13	13-1528	< 0,005	0.113	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	0.018
Vandret boring 6	22.11.13	13-1529	< 0,005	0.063	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	0.015
Vandret boring 7	22.11.13	13-1530	< 0,005	0.018	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 8	22.11.13	13-1531	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 9	22.11.13	13-1532	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 5	04.12.13	13-1533	< 0,005	0.054	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 6	04.12.13	13-1534	< 0,005	0.041	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 7	04.12.13	13-1535	< 0,005	0.016	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 8	04.12.13	13-1536	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 9	04.12.13	13-1537	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Boring1 efter **pumpning af 100L	18.12.13	13-1610	< 0,005	4.50	0.007	0.036	< 0,01	0.104	0.073	0.013
Boring 2 efter pumpning af 100L	18.12.13	13-1611	< 0,005	1.32	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	0.011
Boring 3 efter pumpning af 100L	18.12.13	13-1612	0.027	4.70	0.007	0.027	< 0,01	< 0.01	0.018	0.132
Boring 4 efter pumpning af 100L	18.12.13	13-1613	0.017	15.9	0.020	0.113	< 0,01	0.010	0.010	0.217
Vandret boring 5 efter renpumpning	18.12.13	13-1614	< 0,005	1.51	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 7 før renpumpning	18.12.13	13-1615	< 0,005	0.016	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 7 efter renpumpning	18.12.13	13-1616	< 0,005	0.174	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 9 efter renpumpning	18.12.13	13-1617	< 0,005	0.804	< 0,005	< 0,01	< 0,01	< 0.01	< 0.01	<0,005
Vandret boring 2 efter renpumpning	02.01.14	14-0001d	< 0.005	5.190	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandretboring4 førrenpumpning	02.01.14	14-0002	< 0.005	15.027	< 0.005	0.034	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.083
Vandret boring 4 efter renpumpning	02.01.14	14-0003	< 0.005	36.165	< 0.005	0.009	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.011
Vandret boring 5 efter renpumpning	02.01.14	14-0004	< 0.005	2.466	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 7 før renpumpning	02.01.14	14-0005	< 0.005	0.709	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	02.01.14	14-0006	< 0.005	1.205	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	02.01.14	14-0007	< 0.005	0.786	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005

\*\* Prøveudtagning i forlængelse af pumpning

Tabel 1 fortsat. Pesticider i vandprøver	,μg/L.									
Boring:	Dato	Reg.	MCPA	Benta-	Azoxy-	Propyz-	Pendi-	Glypho	AMPA	MCPP
				zon	strobin	amide	methalin	-sat		
Vandret boring 2 efter renpumpning	15.01.14	14-0015	< 0.005	16.073	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 4 efter renpumpning	16.01.14	14-0016	< 0.005	61.651	0.014	0.011	< 0.01	< 0.01	< 0.01	0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	16.01.14	14-0017	< 0.005	14.807	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	16.01.14	14-0018	< 0.005	6.897	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	16.01.14	14-0019	< 0.005	12.055	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 2 efter renpumpning	16.01.14	14-0039	< 0.005	25.046	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 4 efter renpumpning	14.02.14	14-0040	< 0.005	52.458	0.011	0.008	0.014	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	14.02.14	14-0041	< 0.005	15.633	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	14.02.14	14-0042	< 0.005	11.890	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	14.02.14	14-0043	< 0.005	15.743	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 7 før renpumpning	12.03.14	14-0059d	< 0.005	12.52	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 2 efter renpumpning	13.03.14	14-0060	< 0.005	14.26	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 4 efter renpumpning	13.03.14	14-0061	< 0.005	46.70	0.007	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	13.03.14	14-0062	< 0.005	11.92	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	13.03.14	14-0063	< 0.005	12.90	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	13.03.14	14-0064	< 0.005	12.25	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 2 efter renpumpning	11.04.14	14-0184	< 0.005	11.65	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	11.04.14	14-0185	< 0.005	7.54	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	11.04.14	14-0186	< 0.005	6.78	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	11.04.14	14-0187	< 0.005	5.95	< 0.005	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	<0.005

Tabel 1 fortsat. Pesticider i vandprøver,	,μg/L.									
Boring:	Dato	Reg.	MCPA	Bentazon	Azoxy-	Propyz-	Pendimet	Glypho-	AMPA	MCPP
					strobin	amide	halin	sat		
Vandret boring 2 efter renpumpning	14.05.14	14-0218d	< 0.005	9.1	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	14.05.14	14-0219	< 0.005	7.2	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	14.05.14	14-0220	< 0.005	4.8	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	14.05.14	14-0221	< 0.005	4.7	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	16.06.14	14-0285	< 0.005	5.7	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	16.06.14	14-0286	< 0.005	5.0	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	16.06.14	14-0287	< 0.005	5.2	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 5 efter renpumpning	19.07.14	14-0305	< 0.005	4.5	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 7 efter renpumpning	19.07.14	14-0306	< 0.005	3.7	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005
Vandret boring 9 efter renpumpning	19.07.14	14-0307	< 0.005	5.1	< 0.005	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.01	< 0.005

Tabel 2 Pesticider i jord. µg/kg våd jord.									
		Benta- zon	MCPA	MCPP	Azoxy- strobin	Propyz- amid	Pendi- methalin	Glypho- sat	AMPA
Jord _2014_0,75-1_bioporer_bor.7	14-0652	0.1	< 0.1	< 0.1	0.2	0.1	0.8	<1	3.5
Jord _2014_1-1,3_bioporer_bor.7	14-0654	0.2	< 0.1	< 0.1	0.2	< 0.1	1.6	<1	5.4
Jord _2014_1,5-1,75_bioporer_bor.7	14-0656	1.0	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	0.8	<1	2.5
Jord _2014_1,75-2_bioporer_bor.7	14-0658	1.0	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	< 0.5
Jord _2014_2-2,25_boporer_bor.7	14-0660	o.8	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	o.8
Jord _2014_2,25-2,5_bioporer_bor.7	14-0662	0.9	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	< 0.5
Jord _2014_2,5-2,75_bioporer_bor.7	14-0664	0.4	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	< 0.5
Jord _2014_3_bioporer_bor.7	14-0666	0.5	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	< 0.5
Jord _2014_3,25-3,5_bioporer_bor.7	14-0668	0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	0.5
Jord _2014_3,5-3,75_bioporer_bor.7	14-0670	0.4	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	0.5
Jord _2014_4.3_bioporer_bor.7	14-0672	0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	< 0.5
Jord _2014_4.6_bioporer_bor.7	14-0674	0.0	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<1	<0.5
Jord _2014_0-0,05_blandprøve_bor.7.1m fra bor. 15/9-14	14-0649	1.9	0.2	0.2	61.6	8.1	159.8	8.6	22.6
Jord _2014_0,5-0,75_blandprøve_bor.7	14-0650	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	o.8
Jord _2014_0,5-0,8_blandprøve_bor.7	14-0651	0.1	< 0.1	< 0.1	0.1	< 0.1	1.3	< 0.5	0.6
Jord _2014_1-1,3_matrix_bor.7	14-065	3 0.2	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord _2014_1,5-1,75_matrix_bor.7	14-065	5 1.3	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	< 0.5
Jord _2014_1,75-2_matrix_bor.7	14-065	7 0.2	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	< 0.5
Jord _2014_2-2,25_matrix_bor.7	14-065	9 0.7	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord _2014_2,25-2,5_matrix_bor.7	14-066	1 2.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord _2014_2,5-2,75_matrix_bor.7	14-066	3 0.2	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord _2014_3_matrix_bor.7	14-066	5 0.3	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord _2014_3,25-3,5_matrix_bor.7	14-066	7 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord _2014_3,5-3,75_matrix_bor.7	14-066	9 0.2	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	< 0.5
Jord _2014_4.3_matrix_bor.7	14-067	1 0.0	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	< 0.5
Jord _2014_4.6_matrix_bor.7	14-067	3 < 0.1	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord 2014. Reference. Biopore. Bor 9_3,5 mu	it 14-067	9 0.1	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5		
Jord 2014. Reference. Matrix. Bor 9_3,5 mut	14-068	0 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5		
Jord 2014. Reference. Bland. Bor 7_0-0,3 mu	it 14-068	1 0.4	< 0.1	< 0.1	4.5	4.0	11.8	1.1	20.4
Jord 2014. Reference. Bland. Bor 7_1 mut	14-068	2 < 0.1	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5	<0.5	<0.5
Jord 2014. Reference. Bland. Bor 7_2 mut	14-068	3 0.5	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5		
Jord 2014. Reference. Bland. Bor 7_3 mut	14-068	4 0.3	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5		
Jord 2014. Reference. Bland. Bor 7_4 mut	14-068	5 < 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.1	< 0.5		
Jord 2014. Reference. Bland. Bor 7_4,8 mut	14-068	6 < 0.1	< 0.1	< 0.3	< 0.1	< 0.1	< 0.5		
Jord.1.Forsøgsfelt.0,0-0,05m. 3pkt. Vandr Udt.1/11-13	et. 13-152	1 2.1	0.4	<0.1	11.2	20.4	90.0	7.6	20.9
Jord. 2. Forsøgsfelt. 0,05-0,1m. 3pkt. Vandr Udt. 1/11-13	et. 13-152	2 1.0	0.1	<0.1	0.8	3.2	3.9	0.9	13.8
/ord.3.Forsøgsfelt. 0,1-1m. 3pkt. Lodret Udt. <u>1/11-13</u>	. 13-152	3 <0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.5	<0.5	<0.5
Jord. 4. Forsøgsfelt. Furebund 1,2m <u>u.t</u> . 1 punkt. Udt. <u>1/11-13</u>	13-152	4 <0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1	<0.5	<0.5	<0.5

Tabel 3. Ti	racerforsøg, bromid i vand, forsøg 1.	
	Prøve:	bromid ppm
14-0222	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Influent fra dunk	281
14-0223	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Bg fra boring før tilsætn.	<0.1
14-0224	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 1	0.9
14-0225	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 2	33.1
14-0226	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 3	33.9
14-0227	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 4	25.1
14-0228	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 5	17.5
14-0229	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 6	16.3
14-0230	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 7	12.7
14-0231	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 8	10.5
14-0232	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 9	7.6
14-0233	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 10	6.3
14-0234	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 11	4.5
14-0235	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 12	3.1
14-0236	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 13	2.3
14-0237	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 14	1.9
14-0238	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 15	1.2
14-0242	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 16	1.0
14-0243	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 17	0.7
14-0244	Bromid. Forsøg 1. Boring 2. Prøve 18	0.7

Tabel 4. Tracerforsøg, bromid i vand, forsøg 2.		
Prøve:	Lab reg nr:	Bromid
		ppm
Bromid. Forsøg 2. Influent fra dunk. 3 og 4.	14-0245	31
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Bg i boring før Br tilsætning + før	14-0246	<0.1
renpumpning		
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Bg efter renpumpning	14-0247	<0.1
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 1	14-0248	<0.1
Bromid.Forsøg 2. Boring 3. Prøvenr 2	14-0249	0.42
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøvenr 3	14-0250	0.69
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøve nr 4	14-0251	0.87
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøvenr 5	14-0252	0.96
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 6	14-0253	0.97
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 7	14-0254	o.86
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøvenr 8	14-0255	0.75
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 9	14-0256	0.67
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 10	14-0257	0.82
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 11	14-0258	0.90
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøvenr 12	14-0259	o.88
Bromid.Forsøg 2. Boring 3. Prøvenr 13	14-0260	0.99
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 14	14-0261	1.17
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 15	14-0262	1.30
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 16	14-0263	1.37
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 17	14-0264	1.21
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 18	14-0265	1.02
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 19	14-0266	3.14
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 20	14-0267	3.06
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 21	14-0268	2.56
Bromid. Forsøg 2. Boring 3. Prøve nr 22	14-0269	1.45
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøve nr 23	14-0270	0.98
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøve nr 24	14-0271	0.80
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøve nr 25	14-0272	0.70
Bromid.Forsøg 2.Boring 3.Prøve nr 26	14-0273	0.58

Tabel 5.	Tracerforsøg.	bromid i va	and, forsøg 3.
rabor	i i i dooi toi do gy	DI OILLIGI I I I	mu, torobe h

Prøve:	Lab reg nr:	Br-ppm. (fortynding indregnet)
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve o	14-0320	<0.1
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 2	14-0322	<0.1
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 4	14-0324	<0.1
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 5	14-0325	0.5
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 6	14-0326	3-3
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 7	14-0327 fort 2x	8.2
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 9	14-0329 fort 5x	20.8
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 10	14-0330 for 5x	26.6
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 11	14-0331 fort 10x	34.4
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 12	14-0332 fort 10x	40.6
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 14	14-0334 fort 10x	47-3
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 16	14-0336 fort 10x	45.2
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 17	14-0337 fort 10x	42.5
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 18	14-0338 fort 10x	36.2
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 19	14-0339 fort 10x	33
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 20	14-0340 fort 10x	30.4
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 21	14-0341 fort 10x	23.6
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 22	14-0342 fort 5x	19.2
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 24	14-0344 for 5x	17.6
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 25	14-0345 fort 5x	16.5
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 26	14-0346 fort 3x	12.9
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 27	14-0347 fort 2x	7-3
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 28	14-0348	5.8
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 29	14-0349	5.9
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 30	14-0366	5.7
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 31	14-0367	5-3
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 32	14-0350	5.5
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 33	14-0374	3.2
Bromid. Forsøg 3. Boring 5. Prøve 34	14-0376	2.9

Tabel 6. Tracerforsøg, bromid i vand, forsøg 4.						
Prøve:	Lab reg nr:	Br-ppm. (fortynding indregnet)				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 1	14-0352	<0.1				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 4	14-0355	2.6				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 5	14-0356 fort 3x	10.9				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 6	14-0357 fort 5x	23.2				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 7	14-0358 fort 10x	35-4				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 8	14-0359 fort 10x	42.2				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 9	14-0360 fort 10x	45-7				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 10	14-0361 fort 10x	43-4				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 11	14-0362 fort 10x	38.4				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 12	14-0363fort 10x	34-5				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 14	14-0365 fort 10x	27.8				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 15	14-0368 fort 10x	26.7				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 17	14-0370 fort 10x	15.2				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 19	14-0372 fort 5x	9.1				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 20	14-0373 fort 5x	7.7				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 21	14-0375 fort 5x	7.1				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 22	14-0377 2X	4.7				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 23	14-0378	3.9				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 24	14-0379	3-4				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 25	14-0380	3.1				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 26	14-0382	2.8				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 27	14-0383	2.5				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 28	14-0384	2.1				
Bromid. Forsøg 4. Boring 9. Prøve 29	14-0385	1.9				

Tabel 7. Tracerforsøg, bromid i vand, fors	øg 5.	
Prøve:	Lab reg nr:	Br-ppm. (fortynding indregnet)
Bromid. Forsøg 5. Boring 6. Prøve o	14-0386	<0.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve o	14-0387	<0.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 1	14-0388	<0.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 2	14-0389	<0.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 3	14-0390	<0.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 4	14-0391	<0.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 5	14-0392	0.4
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 6	14-0393	3.3
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 7	14-0394 fort 3x	10.5
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 8	14-0395 fort 5x	18.1
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 9	14-0396 fort 10x	23.4
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 10	14-0397 fort 10x	24.2
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 11	14-0398 fort 10x	22.9
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 12	14-0399 fort 5x	19.6
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 13	14-0400 fort 5x	17.9
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 14	14-0401 fort 5x	15.6
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 15	14-0402 fort 5x	13.5
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 16	14-0403 fort 3x	11.4
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 17	14-0404 fort 3x	10.0
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 18	14-0405 fort 2x	8.6
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 19	14-0406 fort 2x	7.4
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 20	14-0407 fort 2x	6.5
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 21	14-0508	5-3
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 22	14-0509	4-3
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 23	14-0510	3.5
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 24	14-0511	2.9
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 25	14-0512	2.6
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 26	14-0513	1.9
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 27	14-0514	1.7
Bromid. Forsøg 5. Boring 7. Prøve 28	14-0515	1.4

## **Bilag 5: Scenarieberegninger**

Udvaskning af de 9 modelpesticider fra jordene, Langvad og Rørrende. Alle resultater vises som ‰ af udbragt mængde pesticid, og er summen af udvaskning efter 4 dræningssæsoner.

Figurerne B1-B2 viser resultaterne fra alle 298 gentagelser sorteret efter størrelse, hvilket giver et billede af variationen mellem simuleringerne/gentagelserne. De tre udbringningstidspunkter (forår, sommer og efterår) er vist i kombination med de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer). Alle 9 model-pesticider er vist, hvor 1,2 og 3 repræsenterer 3 niveauer af nedbrydning (1: DT50 = 5, 2: DT50 = 50, 3: DT50 = 200), og A, B og C repræsenterer 3 niveauer af sorption (A: Koc = 40, B: Koc = 400, C: Koc = 4000). Figurerne B3-B8 viser gennemsnittet af de 298 gentagelser, og giver et billede af generelle trends i udvaskningen. Figurene er opdelt efter udbringningstidspunkt, og det er muligt at se potentielle forskelle mellem udvaskningen af de 9 model-pesticider, dermed konsekvensen af varierende pesticid-egenskaber.



Figur B1: Udvaskning af model-pesticider på Langvad (‰ af udbragt), hvor resultaterne fra de 298 gentagede simuleringer er vist som akkumuleret frekvens (sorteret efter størrelse). De tre udbringningstidspunkter (forår, sommer og efterår) er vist i kombination med de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer). Alle 9 model-pesticider er vist, hvor 1,2 og 3 repræsenterer 3 niveauer af nedbrydning (1: DT50 = 5, 2: DT50 = 50, 3: DT50 = 200), og A, B og C repræsenterer 3 niveauer af sorption (A: Koc = 40, B: Koc = 400, C: Koc = 4000).



Figur B2: Udvaskning af model-pesticider på Rørrende (‰ af udbragt), hvor resultaterne fra de 298 gentagede simuleringer er vist som akkumuleret frekvens (sorteret efter størrelse). De tre udbringningstidspunkter (forår, sommer og efterår) er vist i kombination med de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer). Alle 9 model-pesticider er vist, hvor 1,2 og 3 repræsenterer 3 niveauer af nedbrydning (1: DT50 = 5, 2: DT50 = 50, 3: DT50 = 200), og A, B og C repræsenterer 3 niveauer af sorption (A: Koc = 40, B: Koc = 400, C: Koc = 4000).



Figur B3: Gennemsnitlig udvaskning af forårsudbragte model-pesticider på Langvad (‰ af udbragt), som en funktion af nedbrydnings- og sorptions niveau. Ydermere, ses de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer).



Figur B4:Gennemsnitlig udvaskning af sommerudbragte model-pesticider på Langvad (‰ af

udbragt), som en funktion af nedbrydnings- og sorptions niveau. Ydermere, ses de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer).



Figur B5:Gennemsnitlig udvaskning af efterårsudbragte model-pesticider på Langvad (‰ af udbragt), som en funktion af nedbrydnings- og sorptions niveau. Ydermere, ses de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer).



Figur B6: Gennemsnitlig udvaskning af forårsudbragte model-pesticider på Rørrende (‰ af udbragt), som en funktion af nedbrydnings- og sorptions niveau. Ydermere, ses de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer).



Figur B7: Gennemsnitlig udvaskning af sommersudbragte model-pesticider på Rørrende (‰ af udbragt), som en funktion af nedbrydnings- og sorptions niveau. Ydermere, ses de tre scenarier for dybe bioporer (Lo: Ingen dybe bioporer, Ls: Dybe bioporer brudt af sandlinse, Ld: Uafbrudte bioporer).

[I].st - slet ikke næste linje da det indeholder et sektionsskifte - se linjer ved at slå Vis/skjul til]

Dybe bioporers forekomst og betydning for pesticidudvaskning i moræneler Rapporten belyser forekomsten af makroporer, bioporer og sprækker i landbrugsjord, og hvordan disse påvirker udvaskningen af pesticider. I projektet blev det påvist, at sprækker i jorden i sig selv ikke er aktive transportveje med mindre, der er bioporer, såsom regnormegange og rødder, i dem. Projektet bekræfter makroporers betydning for transport af pesticider til grundvandet. Projektet viser at forbundne, dybe bioporer er nødvendige for, at der kan ske en hurtig transport af pesticider til grundvandet. Projektet viser igen vigtigheden af opdaterede vejrdata til modellering, da det er ekstrem nedbør, der er bestemmende for udvaskning af pesticider i makroporer. Hyppigheden af ekstremnedbørshændelser er tiltaget som følge af klimaforandringerne og forventes at blive hyppigere i årene fremover, hvorfor gamle vejrdata vil give misvisende resultater, når de bruges i modellerne.

Endelig giver projektet konkret viden om, hvordan boringer bør udføres, og hvordan prøver bør udtages fra grundvandet for at sikre en retvisende vurdering af koncentrationen i grundvandet.



Miljøstyrelsen Strandgade 29 1401 København K

www.mst.dk