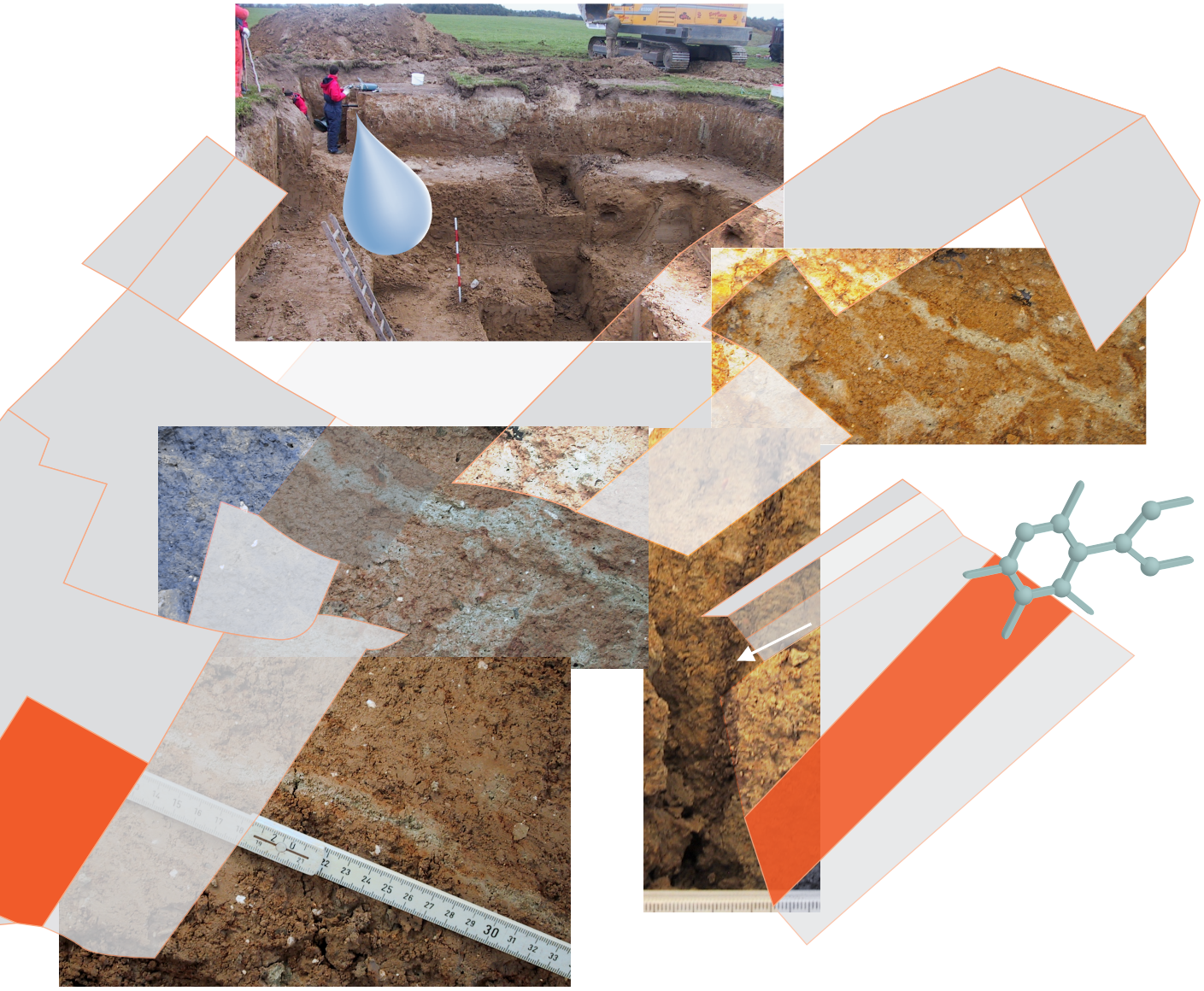
Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA

Særligt pesticidfølsomme leområder: Datagrundlag og mulige veje mod zonering



De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
Klima- og Energiministeriet

Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet
Videnskabsministeriet

G E U S

Redaktion: Peter Gravesen, Per Rosenberg
Omslag: Kristian Rasmussen
Forsidefotos: Vibeke Ernstsen
Oplag: 50
Udgivelsesår: 2009

ISBN 978-87-7871-271-4

© Klima- og Energiministeriet
De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, GEUS
Øster Voldgade 10,
DK-1350 København K
Telefon: 38 14 20 00
Telefax: 38 14 20 50
E-post: geus@geus.dk
Internet: www.geus.dk

Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA

Særligt pesticidfølsomme lerområder: Datagrundlag og mulige veje mod zonering

De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
Klima- og Energiministeriet
Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Århus Universitet
Videnskabsministeriet

G E U S

1 Forord

I forbindelse med gennemførelsen af Vandmiljøplan II og Drikkevandsudvalgets betænkning fra 1997 fik de daværende amter til opgave at udpege de områder, som er særligt følsomme for bestemte typer af forurening samt at prioritere den indsats, der skal gennemføres i disse områder for at beskytte vandressourcen.
Lovgrundlaget er L 56 26/6 1998 om ændring af lov om vandforsyning m.v., samt lov om miljøbeskyttelse og lov om planlægning, Udpegningen m.v. skulle ske på baggrund af en detailkortlægning, som amterne skulle gennemføre. Disse forpligtelser er efter Kommunalreformen pålagt Miljøcentrene.
I Drikkevandsudvalgets betænkning blev det vurderet, at der ikke forelå et tilstrækkeligt videngrundlag til at gennemføre en sådan kortlægning af følsomheden overfor udvaskning af pesticider, og at arbejdet med at udarbejde en vejledning om kortlægningen baseret på faglige, geologiske kriterier skulle gives høj prioritet.
På denne baggrund fik Miljø- og Energiministeriet i første omgang Finansudvalgets tilslutning til at disponere midler til at etablere det nødvendige videngrundlag vedrørende risikoen for udvaskning af pesticider på sandede jorde og muligheden for at zonere på dette grundlag. Der blev også givet midler til at afklare om det metodisk vil være muligt at etablere et analogt kortlægningsrelevant videngrundlag for lerjorde.
På grundlag af resultaterne vedrørende muligheden for at etablere et datagrundlag for lerjorde blev det gennem Miljøministeriet bevilliget at "videreudvikle projektet med etablering af det faglige grundlag for at udpege områder, der er særligt følsomme overfor pesticidudvaskning" for lerjorde (Pesticidplan 2004-2009, Folketingets Miljø- og Planlægningsudvalg, 13. oktober 2003).
Om pesticidfølsomme områder hedder det i Pesticidplan 2004-2009: "En yderligere sikring af grundvandet kan opnås ved at udpege områder, hvor der er størst risiko for forurening, således at der kan indgås dyrkningsaftaler med landmænd for at minimere risikoen for forurening af grundvandet. Sigtet vil dermed være at beskytte grundvandet i de mest følsomme områder.
Projektet om etablering af det faglige grundlag for at udpege sådanne områder har vist, at det er muligt at udpege de sandjorder, der er mest følsomme for pesticidudvaskning. Ved den endelige afrapportering af projektet ved udgangen af 2003 vil det blive vurderet, hvordan projektet kan videreudvikles til eventuelt også at omfatte lerjorde."
Opgaven med at etablere dette videngrundlag blev givet til De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS, tidl. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse) og Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet (DJF, Aarhus Universitet, tidl. Danmarks JordbrugsForskning) i fællesskab. Den praktiske løsning af opgaverne er gennemført af en projektgruppe og en række undergrupper (delprojekter) ved de deltagende institutioner og under en styregruppe med både eksterne og interne medlemmer. Finansieringen (Bilag 1 til Pesticidhandlingsplan 2004-2009) udgør 1 mil. kr. i hvert af årene 2004-2008 til hver af de to deltagende institutioner, ialt 10 mil. Kr.

På baggrund af projektets økonomi er det næsten udelukkende gennemført med baggrund og udgangspunkt i eksisterende data og kun i begrænset omfang suppleret med nyindsamlede data. Herudover udnyttes resultater fra andre projekter, som arbejder indenfor samme problemkreds.

Arbejdet er udført af et stort antal bidragydere på institutionerne. De overordnede retningslinjer er udstukket af Styregruppen, mens selve gennemførelsen er tilrettelagt af Projektgruppen. Deltagerne er nævnt i de følgende tabeller:

Styregruppe	**Institution**
Heidi C, Barlebo	GEUS
Inge Fomsgaard	DJF
Inger Bergmann	BLST
Klaus Vangsgaard	DANVA
Lars Munkholm	DJF
Lea Frimann Hansen	MST
Per Rosenberg	GEUS
Peter Gravesen, **Formand**	GEUS
Steen Marcher	MST
Tidligere Styregruppemedlemmer	
Alex Sonnenborg	GEUS
Christian Ammitsøe	MST/BLST
Jens Bastrup	DANVA
Lærke Thorling	Amtsrådsforeningen
Poul Henning Petersen	LR

Institutionsforkortelser	
BLST	By- og Landskabsstyrelsen
DJF	Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, Aarhus Universitet
DANVA	Dansk Vand- og Spildevandsforening
GEUS	De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland
LR	Landbrugets Rådgivningscenter
MST	Miljøstyrelsen

Forfattere (alfabetisk)	**Har især bidraget vedrørende**	**Institution**
Bertel Nilsson	Hydraulik	GEUS
Bo Vangsø Iversen	Neural netværksanalyse og Integration	DJF
Erik Nygaard	Projektleder	GEUS
Knud Erik S. Klint	Klassifikation af aquitard	GEUS
Mogens H. Greve	Integration, Repræsentativitet, Geostatistik	DJF
Ole S. Jacobsen	Metoder	GEUS
Per Rosenberg	Korrelation og Redaktion	GEUS
Peter Gravesen	Redaktion	GEUS
Peter Roll Jacobsen	Redoxkort	GEUS
Peter van der Keur	Modellering og Integration	GEUS
Søren B. Torp	Pedologi	DJF
Vibeke Ernstsen	Redoxkort	GEUS
Walther Brüsch	Pesticiddata	GEUS

Øvrige bidragydere	**Har især medvirket vedrørende**	**Institution**
Anker L. Højbjerg	Input fra andet projekt	GEUS
Ingelise Nørgaard	Laboratorieanalyser	GEUS
Jeanne Kjær	Input fra andet projekt	GEUS
Karen G. Willholt	Kvalitetskontrol	GEUS
Mette Balslev Greve	GIS-arbejde	DJF
Lars Troldborg	Modeludtræk	GEUS
Lisbeth Tougaard	GIS-arbejde	GEUS
Per Jensen	Geoteknik	GEUS
Per Nyegaard	Multivariat analyse	GEUS
Per Rasmussen	Simulering	GEUS
Szymon Kopalski	Laboratorieanalyser	GEUS

Indholdsfortegnelse

1 Forord 1

2 Sammenfatning 6

3 Formål 9

4 Baggrund 9

4.1 Leraflejringer i Danmark ... 9
4.2 Angrebsvinkel ... 11

5 Datagrundlag 14

5.1 Databaser og arkiver ... 14
5.1.1 Profildatabasen 14
5.1.2 Teksturdatabasen ... 14
5.1.3 Jupiter boringsdatabasen og borearkivet ... 14
5.2 Eksisterende Kort ... 14
5.2.1 De geologiske jordartskort ... 14
5.2.2 Geomorfologiske kort ... 16
5.2.3 Kort over dybden til redoxgrænsen ... 17
5.2.4 Landsdækkende kort over lerprocenter ... 18
5.2.5 Kort over prækvartærets højdeforhold og geologi ... 20
5.3 Data fra feltstudier. ... 20
5.3.1 Geologiske forhold ... 21
5.3.2 Jordbundsundersøgelser ... 21
5.4 Modeldata ... 22
5.4.1 Danmarks modellen ... 22
5.4.2 FOOTPRINT modellen ... 22

6 Metoder 24

6.1 Udvaskning til bunden af rodzonen ... 24
6.2 Kortlægningstemaer ... 26
6.2.1 Lertykkelseskort ... 27
6.2.2 Polymorfologisk kort ... 28
6.2.3 Samlet indhold af ler i A-, B- og C-horisonterne ... 30
6.2.4 Nær mættet hydraulisk ledningsevne ... 31
6.2.5 Beregning af relativ grundvandsdannelse og nettonedbør. ... 32
6.2.6 Kortlægning af pesticidbelastningen i grundvandet. ... 34
6.2.7 Analyser af korttemaer. ... 41
6.3 Hydrauliske forhold ... 41
6.3.1 Hydrauliske parametre under rodzonen ... 41
6.3.2 Dybderelationer og skalaeffekter af mættet hydraulisk ledningsevne ... 43
6.3.3 Hydrauliske egenskaber ved neurale metoder ... 45

6.3.4 Anvendelsen af hydrauliske data 47
6.4 Pesticiddata fra overvågningsprogrammet 49

7 Analyse og diskussion 50

7.1 Diskussion af forholdene fra overfladen til bunden af rodzonen 50
7.2 Diskussion af forholdene under rodzonen 61

8 Konklusion 63

9 Taksigelser 67

10 Litteraturliste 68

2 Sammenfatning

Det har været opgaven for det samlede KUPA projekt (Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer) at afklare, om det vil være muligt at identificere og zonere danske sand- og lerjorde, som er særlig følsomme overfor udvaskning af pesticider. Projektopgaven har derfor været en afklaringsproces, hvor mange af de kriterier, der tænkeligt ville kunne lægges til grund for en følsomhedszonering, er blevet afprøvet. Herunder har nogle kriterier og afprøvninger vist sig at være farbare og andre ikke.

Opgaven vedrørende lerjorde har været delt op i to angrebsvinkler, som bl.a. er betinget af de datatyper og datadækninger, som findes om de danske leraflejringer: 1. Forudsigelser om følsomhed for udvaskningen til under bunden af rodzonen, og 2. Følsomhed for udvaskning og transport fra bunden af rodzonen til det øverste grundvandsmagasin.
Det skal bemærkes, at alle simuleringer er foretaget til 2m's dybde, og at denne dybde her kaldes "bunden af rodzonen". Den videre transport under bunden af rodzonen kaldes "under rodzonen".

Ved den første angrebsvinkel er det vurderet for hver lerjordstype, om det er muligt at beregne lerjordes følsomhed overfor udvaskning af pesticider til bunden af rodzonen. Det undersøges også om arealerne med de forskellige jordtyper vil kunne underinddeles efter mere detaljeret følsomhed på grundlag af de parametre, som karakteriserer jordtyperne. Der er som eksempel på fremgangsmåden brugt en grov jordartsinddeling, og derfor er resultaterne ikke særligt detaljerede. Fremgangsmåden har vist sig at kunne karakterisere lerjordes følsomhed overfor udvaskning af pesticider ved simulering. Ved fremover at bruge fremgangsmåden på mere detaljerede data forventes det, at følsomheden kan nuanceres i mindre arealer med forskellige følsomheder. Den grove jordtypeinddeling er benyttet, fordi der var færdige sæt af parametre til rådighed for denne inddeling, som det ikke var muligt selv at fremskaffe inden for projektets ramme.

Resultaterne om følsomhed overfor udvaskning af pesticider til bunden af rodzonen er baseret på modelsimuleringer. Der er simuleret udvaskning for hver lerjordstype på én gang for hele det areal jordtypen dækker og for hvert enkelt modelstof. Simuleringerne er baseret på karakteristiske parametre og værdier for jordtyperne. Herved er det muligt at sammenligne niveauet for jordtypernes generelle følsomhed. Det er også vist, at den grove jordartsinddeling, som er blevet benyttet, kan underopdeles på grundlag af geografiske forskelle i jordparametre.
Som eksempel er den nærmættede hydrauliske ledningsevne, som afspejler jordtypernes evne til at transportere vand og pesticider i makroporer, brugt til underinddeling efter følsomhed.

Den simulerede udvaskning er bestemt til bunden af rodzonen Denne udvaskning udgør kildestyrken for den videre perkolation nedad mod grundvandsmagasinet. Der simuleres samlet for de 5 modelstoffer lidt større relativ udvaskning fra de mest udprægede lerjorde, der antages at være præget af strømning i makroporer, end fra lerholdige jorde med dominerende matrixstrømning. Men for de enkelte modelstoffer simuleres der omvendt lidt højere udvaskning for de delområder, som er domineret af strømning i matrix.

Ved den anden angrebsvinkel er det blevet forsøgt at vurdere følsomheden overfor udvaskning i dybdeintervallet fra bunden af rodzonen til det øverste grundvandsmagasin ved at sammenstille eksisterende og nye kort med en række relevante temaer. Det er ikke lykkedes at føre en forklaring af projektets enkle fordeling af moniterede pesticider til ende ved hjælp at korttemaerne. De fleste kort er etableret i regional skala og er derfor muligvis ikke detaljerede nok til fuldt ud at afspejle udvaskningsfølsomheden.

En simpel undersøgelse af grundvandsovervågningsdata tyder på, at perkolationen af pesticid til grundvandsmagasinerne er lidt højere i lerjordsområder end i sandjordsområder, og at variabiliteten erstørst på lerjordsarealer. Denne forskel i forhold til de simulerede resultater for de enkelte modelstoffer tilskrives for landbrugsbelastningens vedkommende bl.a., at der er benyttet samme klima i alle simuleringer. Derfor er der ikke taget højde for den fortynding i nedbørsrige sandjordsområder, som indgår naturligt i overvågningsdataene.

Denne forklaring på den generelle forskel på moniteret pesticidbelastning i lerjordområder og sandjordsområder og sammenhængen med simuleret udvaskning vil kunne afprøves gennem yderligere modelsimuleringer. Der må tages forbehold for det begrænsede antal simuleringer i denne undersøgelse, og at de lerede grundvandsovervågningsoplandes repræsentativitet ikke er nærmere undersøgt.

Analyserne og vurderingerne af henholdsvis udvaskningen til bunden af rodzonen og følsomheden under rodzonen fører frem til følgende konklusioner:

- Projektet har sandsynliggjort, at det vil være muligt at karakterisere lerjordes følsomhed overfor pesticidudvaskning til bunden af rodzonen. Det er derimod ikke lykkedes at estimere følsomheden overfor videre udvaskning fra bunden af rodzonen til de øverste grundvandsmagasiner. Dermed er det ikke lykkedes at udvikle en færdig fremgangsmåde til udpegning af særligt pesticifølsomme lerjorde fra terræn til grundvandsmagasin. Dette betyder, at projektet ikke er endt op med at pege på et færdigt koncept for udpegning af særligt pesticidfølsomme arealer.
- Det er derimod sandsynliggjort at:
    - at danske lerjorde kan inddeles i typer med forskelligt følsomhedsniveau overfor udvaskning af pesticider til bunden af rodzonen.
    - at den mest følsomme lerjordstype kan underinddeles på grundlag af egenskaber som karakteriserer den.
    - at følsomheden er forskellig for forskellige modelpesticider, men at de relative følsomheder følger samme mønster jordtype for jordtype.
    - at følsomheden er stofspecifik, men at den samlede grad af simuleret udvaskning er størst på den mest udbredte lerjordstype.
    - at der blandt de undersøgte lerjorde og lerede sandjorde simuleres højest udvaskning til bunden af rodzonen ved høj nærmættet hydraulisk ledningsevne, lidt lavere udvaskning ved lav nærmættet hydraulisk ledningsevne og mindst ved middel nærmættet hydraulisk ledningsevne.
    - at den samlede pesticidbelastning i lerede grundvandsovervågningsoplande er større end i sandede
    - at det imidlertid ikke er lykkedes at forudsige den videre perkolation til grundvandsspejlet fra bunden af rodzonen.
    - at resultaterne for udvaskning til bunden af rodzonen for lerjorde er i overensstemmelse med Varslingssystemet for Pesticider (simulerede og målte værdier), men der foreligger ikke en egentligt verifikation.
    - at en række korttemaer er forsøgt kombineret, så de beskriver følsomheden overfor pesticidudvaskning i intervallet fra bunden af rodzonen til grundvandsmagasinerne. Det er ikke endeligt afklaret, om disse kortlægninger kan anvendes ved en følsomhedsvurdering.

- Hvis resultaterne skal forbedres, så der mere detaljeret og operationelt kan identificeres lerjordsområder, som er særligt pesticidfølsomme overfor perkolationen fra terræn til grundvandsmagasinet, må der arbejdes videre. Vigtige emner for videre arbejde vil være:
    - Modelsimuleringer på det mest detaljerede eksisterende grundlag.
    - Fremskaffe data om de hydrauliske og geokemiske forhold mellem rodzonen og grundvandsmagasinet.
    - Forbedrede data- og kortgrundlag (makroporer, hydrauliske egenskaber, landskabselementer og landskabsopbygning), som kan indgå og anvendes som digitale temaer i forsøg på at forudsige relationer af følsomheden.

I konklusionsafsnittet er der en mere detaljeret gennemgang af mulige videre arbejder.

I denne rapport fokuseres der på moræneler og smeltevandsler, men der findes andre lertyper, som ikke er behandlet. Udbredelsen af disse er dog begrænset.

3 Formål

Projektet er etableret med henblik på undersøge, om det er muligt at udvikle en metode (koncept), der kan anvendes til kortlægning af arealer, der er særligt følsomme overfor udvaskning af pesticider. Projektet er begrænset til lerjorde, idet sandjorde er undersøgt i et tidligere projekt (Nygaard red., 2004). Ved "særligt pesticidfølsomme" arealer forstås her, at de er mere følsomme end de mest følsomme arealer i Varslingssystemet for Pesticider (VAP) – se www.pesticidvarsling.dk. Arealer, der er mindre følsomme end disse, er beskyttet via Miljøstyrelsens godkendelsesordning.

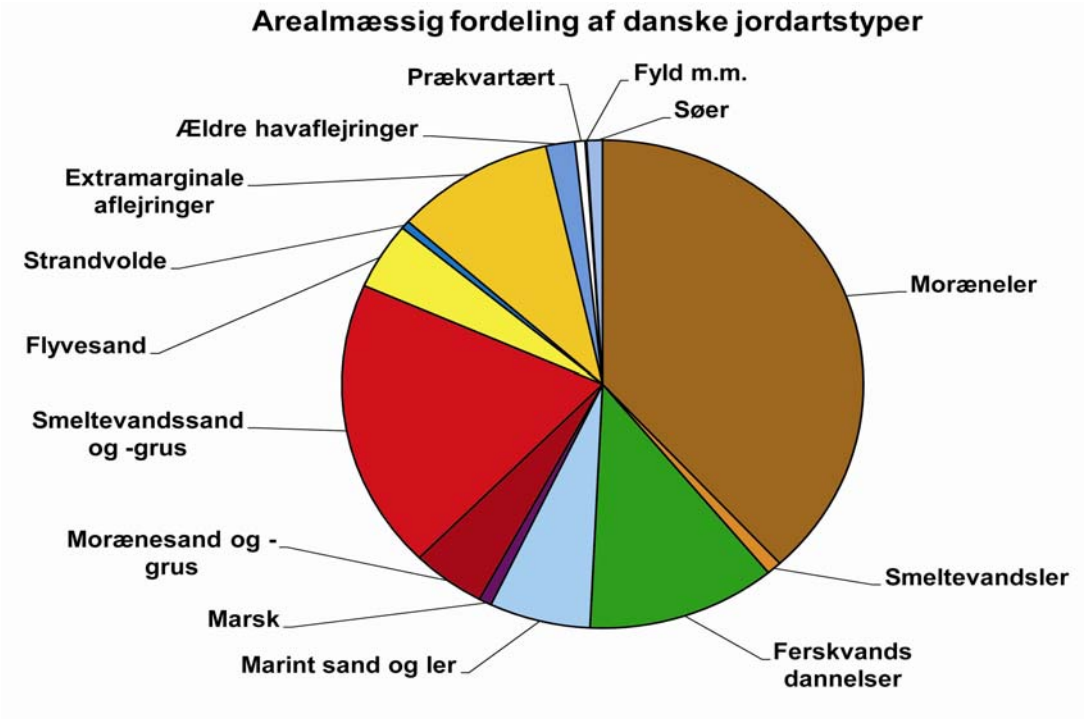
4 Baggrund

4.1 Leraflejringer i Danmark

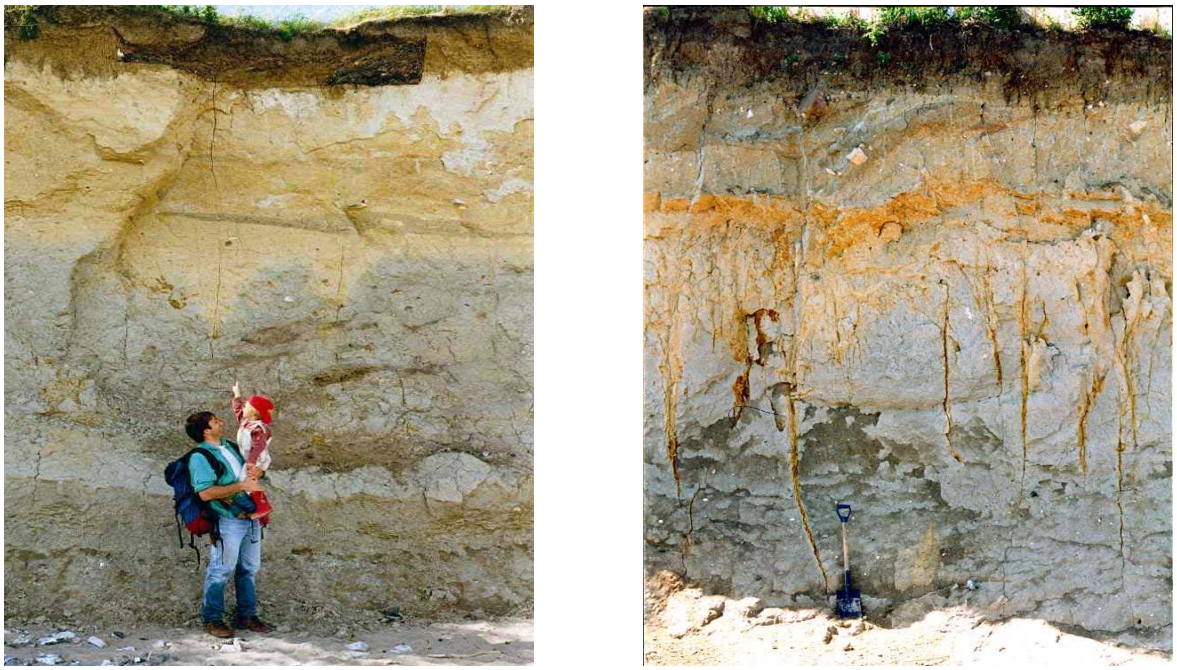
I forhold til beskyttelse af de danske grundvandsmagasiner mod forurening er det især leraflejringer fra det yngste tidsafsnit, Kvartærtiden, der har betydning, idet de findes i jordoverfladen. Leraflejringer fra Tertiærtiden og andre ældre tidsafsnit findes sjældent i jordoverfladen, men kan være indarbejdede i kvartærtidens aflejringer.

Det er derfor alene leraflejringer fra Kvartærtiden der indgår i denne undersøgelse (Figur 1). Der er to hovedtyper: 1. Moræneler, som er en dårligt sorteret lerart med indhold af sand, grus og sten (lerfraktionen udgør 10 % eller mere) og 2. Stenfrit ler (smeltevandsler og issøler), som ikke indeholder de mest grovkornede fraktioner og hvor lerindholdet er på 20-30 %.

Moræneler er langt den mest udbredte lerjordstype indenfor de områder, hvor der er leraflejringer indenfor de øverste meter under jordoverfladen (Figur 2). Moræneler og smeltevandsler iltes af atmosfærens ilt (eller andre iltende stoffer så som nitrat) og er normalt opdelt i en øvre, gul, oxideret zone og en nedre, grå, reduceret zone. Makroporer i form af gravegange, rodhuller, rødder og sprækker er altid til stede i moræneler og oftest også i smeltevandsler (Klint, 2001) (Figur 3). Leraflejringernes naturlige kalkindhold kan desuden være udvasket til en vis dybde. Med moræneler som udgangsmateriale dannes der forskellige typer jordbund ned til bunden af rodzonen i 1-2m's dybde afhængig af materiale, klima og vegetation (Greve et al., 2007).



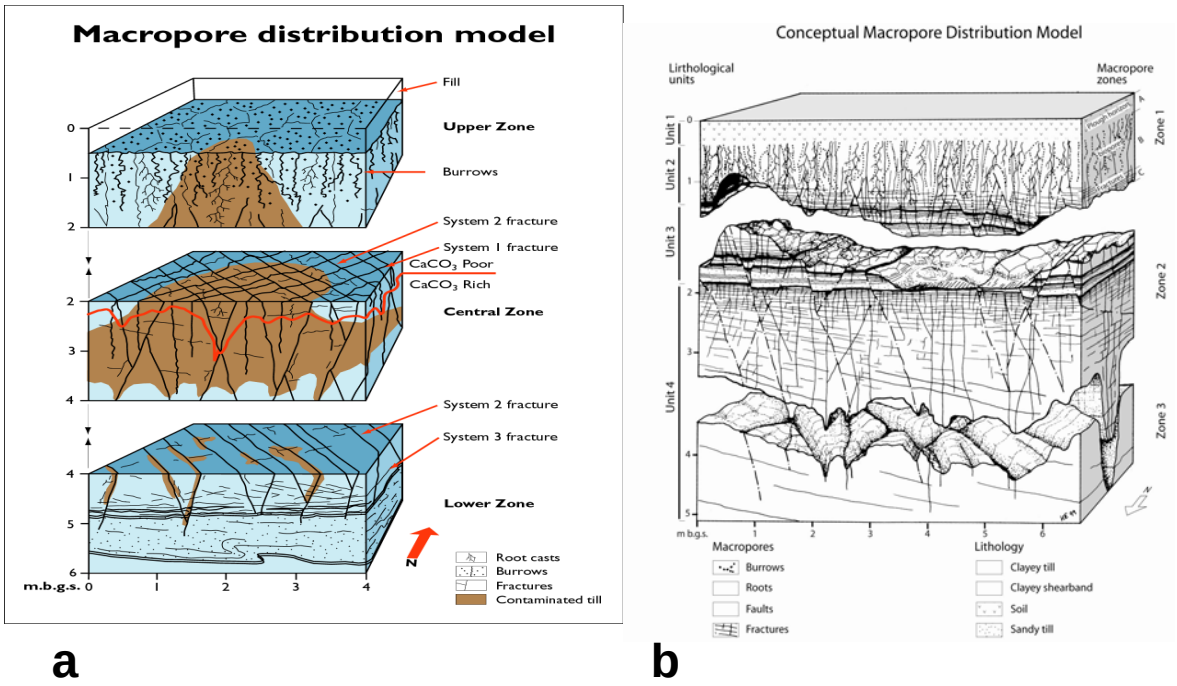
Figur 1. Fordelingen af danske jordarter i 1m's dybde bestemt ud fra det geologiske jordartskort i målestok 1:200.000 (Hermansen et al., 1999).



a **b**

Figur 2. Morænelersprofiler fra Gedserodde. a. Profil hvor grænsen mellem oxideret og reduceret ler er skarp. b. Profil med markante makroporer, hvor oxidations-reduktionsgrænsen kan følges ned langs sprækkerne.

Når der i rapporten bruges udtrykket: lerjorde, menes der således de konkrete lerarter og de jordbundshorisonter, som er udformet i dem, og det drejer sig oftest om morænelersdannelser.



Figur 3. Blokdiagrammer, som viser makroporefordelinger igennem to forskellige morænelersprofiler. a. Ringe, Fyn (Lok. 6 i fig. 9) (Efter Klint & Fredericia, 1998), b. Flakkebjerg, Sjælland (Lok. 16, Fig. 9) (Efter Klint & Gravesen, 1999). Fælles for de to profiler er en øvre zone (over kalkgrænsen) med gravegange, rødder og små sprækker, en midterste zone (imellem kalk og redoxgrænsen) med vandrette og lodrette sprækker og en nedre zone (under redoxgrænsen) med spredte lodrette sprækker og sandlinser.

4.2 Angrebsvinkel

Det er i endemålet de samme problemstillinger, der ønskes afklaret for lerjorde, som for sandjorde (Nygaard red., 2004), men forskellene mellem sand- og lerjorde betyder, at muligheden for at finde kriterier for identifikation af områder, der er særligt følsomme overfor udvaskning af pesticid (zonering), er forskellige (Tabel 1).

Tabel 1. Karakteristiske forskelle på Sand- og Lerjorde.

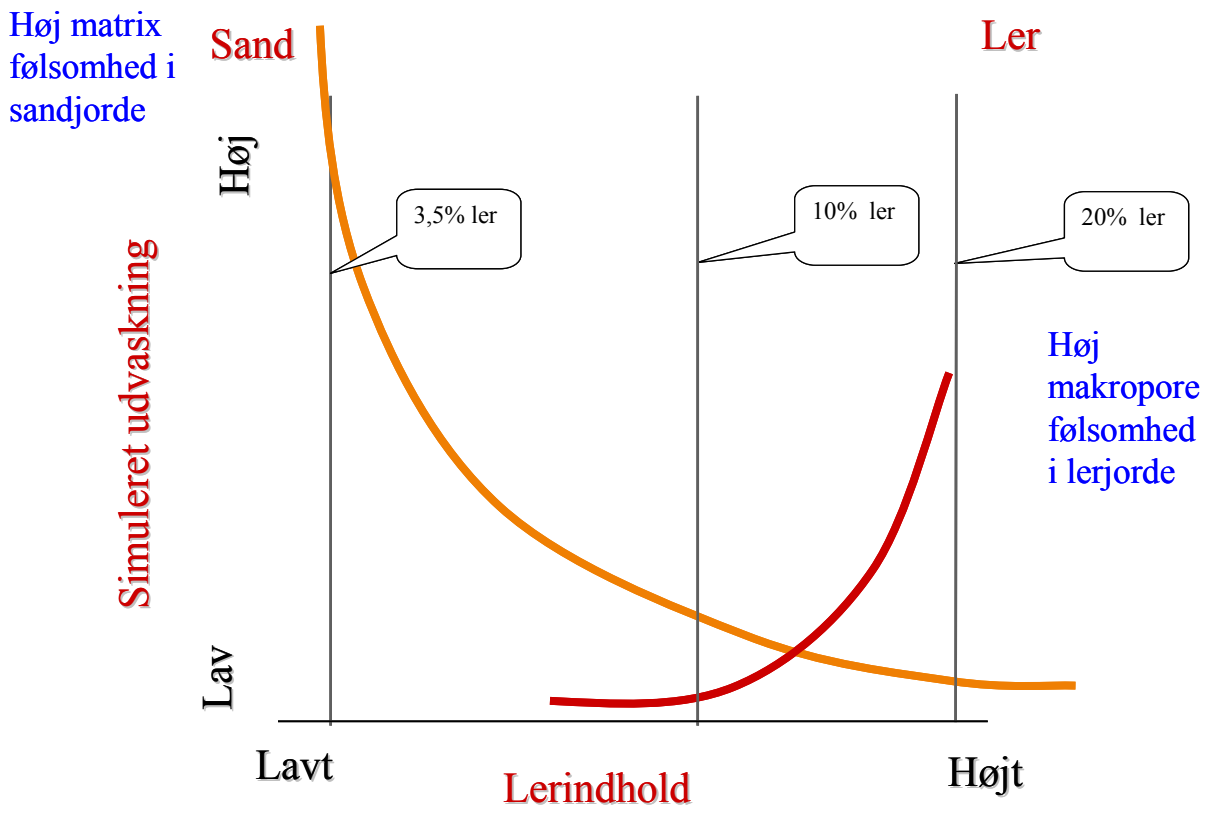
Sandjorde (<10% ler)	Lerjorde (>10% ler)
Få makroporer	Ofte mange makroporer
Strømning størst i matrix	Strømning størst i makroporer
Veldefineret grundvandsspejl	Tyk kapillær zone, frit grundvandsspejl varierende
Høj hydraulisk ledningsevne	Lav hydraulisk ledningsevne i matrix
Ofte udrænet	Oftest drænet

På sandjorde kan det, som vist i projektet KUPA-Sand forventes, at det pesticid, som udvaskes til 1m under terræn vil udgøre en potentiel risiko for de underliggende grundvandsmagasiner. På lerjorde er

problemstillingen anderledes, idet de underliggende magasiner i nogle tilfælde vil være beskyttede af et tykt lerlag, mens de i andre, hvor lerlagene er gennemsat af makroporer, kan være følsomme overfor udvaskning fra rodzonen, Figur 4.

For fuldt ud at beskrive grundvandsmagasinernes følsomhed overfor udvaskning af pesticid fra lerjorde kræves der således et datagrundlag, som beskriver forholdene i rodzonen, såvel som hele vejen ned til det øverste grundvandsmagasin. Det er muligt at indsamle et tilstrækkeligt datagrundlag af direkte iagttagelser og målinger gennem lerdækket (Harrar et al. 2007), men aktuelt er der kun få data til rådighed. Etableringen af et repræsentativt datagrundlag ved de hidtil anvendte felt- og laboratoriemetoder har ligget udenfor dette projekts muligheder, idet dog en række metoder blev afprøvet på lerjorde siddeløbende med projektets første del vedrørende sandjorde. (Ernstsen red. 2004).

I undersøgelsen, af om det er muligt at karakterisere og kortlægge lerjordes følsomhed, er det valgt at dele problemstillingen op i dels udvaskning til under rodzonen (hvor der er mange data til rådighed), dels udvaskning fra rodzonen til toppen af grundvandsmagsinerne (hvor der er færre data).



Figur 4. Principielle forskelle i følsomhed overfor udvaskning af pesticider for sand- og lerjorde. Figuren illustrerer projektets opfattelse af den forskellige betydning af strømningen i matrix og makroporer angivet i forhold til jordens lerindhold. Den orange kurve viser, at den simulerede udvaskning (koncentration, simuleret i sandjordsprojektet) gennem matrix er højest i det reneste sand, mens den røde kurve viser (især for den umættede zone), at den simulerede udvaskning (koncentration) igennem makroporer er størst i de mest lerede jorde (lav "nær-mættet" hydraulisk ledningsevne). Ved mellemværdierne for lerindhold er den forventelige udvaskning mindre, som vist ved at krydspunktet mellem de to kurver ligger lavt på skalaen for simuleret udvaskning.

Arbejdstemaer – rodzonen:

- Etablering af en forudsigelsesrelation for modelparametre, herunder hydrauliske værdier.
- Etablering og fortolkning af udvaskningsmulighederne fra rodzonen på grundlag af MACRO-modelværktøjet og med udgangspunkt i den standardiserede form, som er etableret gennem det EU-støttede projekt FOOTPRINT.
- Udvikling af kriterier for roszonen til identifikation af særligt følsomme arealer bl.a. på grundlag af MACRO/FOOTPRINT kørsler.

Arbejdstemaer – rodzone til grundvandsmagasin:

- Etablering af en forudsigelsesrelation for hydrauliske værdier.
- Forsøg på fortolkning af udvaskningsrisiko til det øverste magasin i lerjordsområder, bl.a. ved hjælp af korttemaer.
- Den relative udvaskning fra overfladen til grundvandet søges bekræftet på grundlag af aktuelle pesticidfund i overvågningsprogrammet for grundvand og i Varslingssystemet for pesticider (VAP).

Det er undersøgt hvilke andre tilgange, der har været anvendt til problemstillingen. En kort gennemgang fremgår af bilag 1.

5 Datagrundlag

Arbejdet bygger på en nyfortolkning af eksisterende data. Denne fortolkning sker delvis gennem en direkte bearbejdning af grunddata, dels ved inddragelse af "metadata", dvs. eksisterende fortolkninger af grunddata. Herudover bygger resultaterne på erfaringsværdier og estimater samt klassifikationer.

5.1 Databaser og arkiver

De vigtigste primærdata, som er anvendt, findes i GEUS' og DJF's arkiver og databaser. I den nedenstående tekst er der henvisning til de hjemmesider, hvor der er adgang til oplysninger om datasamlingerne.

5.1.1 Profildatabasen

Profildatabasen indeholder en lang række oplysninger, der beskriver rodzonens fysiske og kemiske egenskaber, og som kan danne grundlag for vurderingen af lerjordsarealers følsomhed overfor udvaskning af pesticider. Profildatabasen beskriver jorden på pedonskala (d.v.s det mindste tredimentionale jordprofil der kan beskrive jordens egenskaber) og indeholder jordfysiske og –kemiske analyser og profilbeskrivelser af ca. 1300 lerjordsprofiler, samt analyser af over 4000 tilhørende pedologiske horisonter.

5.1.2 Teksturdatabasen

Teksturdatabasen indeholder punktoplysninger om jordens kornstørrelsesfordeling og indholdet af organisk stof. Der er teksturoplysninger fordelt over hele landet for 43.000 punkter i A-horisonten, hvoraf 13.000 er lerjorde. For B- og C-horisonten er de tilsvarende mængder af oplysinger henholdsvis 8.500/2.900 og 2.200/1.000.

5.1.3 Jupiter boringsdatabasen og borearkivet

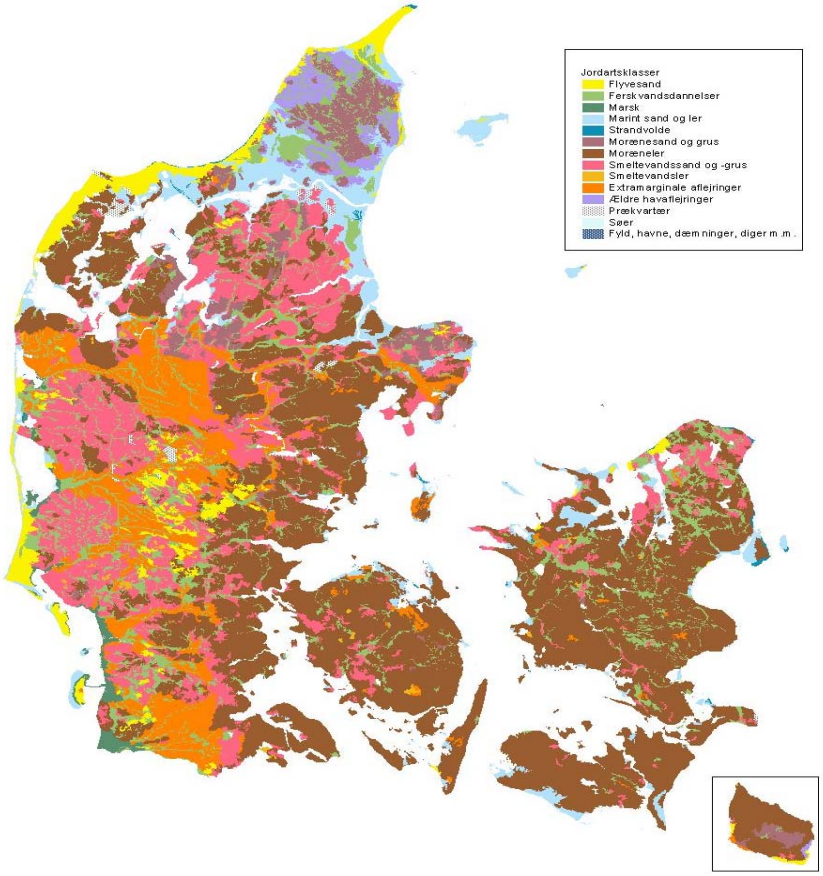
I Borearkivet og Jupiter databasen opbevares data fra vandforsynings, råstof og geotekniske boringer. Oplysningerne omfatter geologiske data om de gennemborede lag, oplysninger om grundvandsspejlets beliggenhed og prøvepumpninger samt oplysninger om grundvandets kemiske og bakteriologiske sammensætning. Arkiverne indeholder desuden oplysninger indsamlet i forbindelse med Grundvandsovervågningen (GRUMO og LOOP under NOVANA-programmet)(Bijl et al., 2007), Varslingssystemet for Pesticider (VAP)(Lindhardt et al., 2001) og Boringskontrollen.
Der findes ca. 275.000 boringer i Jupiter Databasen, som kan findes på www.GEUS.dk.

5.2 Eksisterende Kort

Andre datakilder er eksisterende kort. Det følgende er en kort beskrives de anvendte korttyper.

5.2.1 De geologiske jordartskort

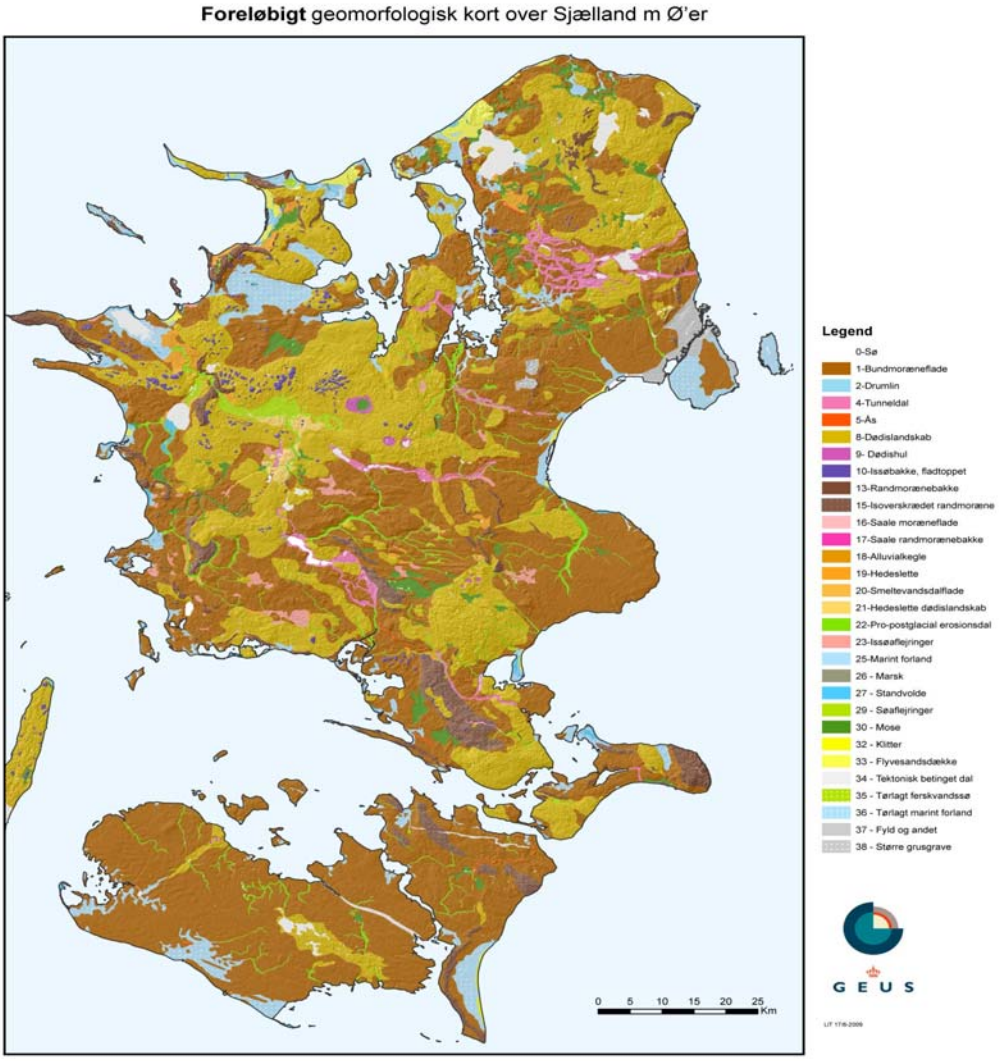
Det geologiske jordartskort i målestok 1:200.000 er bl.a. baseret på en kortlægning i målestok 1:25.000/1:50.000 (dækker p.t. 85% af landet) af en flade svarende til 1m's dybde (Figur 5). Kortet forelægger i digital udgave på cd-rom (Hermansen et al., 1999). Kortene viser de jordlag, som har betydning for nedsivning af vand og relationer til pesticidudvaskning i C-horisonten.



Figur 5. Geologisk jordartskort. Oprindelig målestok 1:200.000 (Efter Hermansen, Pedersen & Bjerregaard, 1999).

5.2.2 Geomorfologiske kort

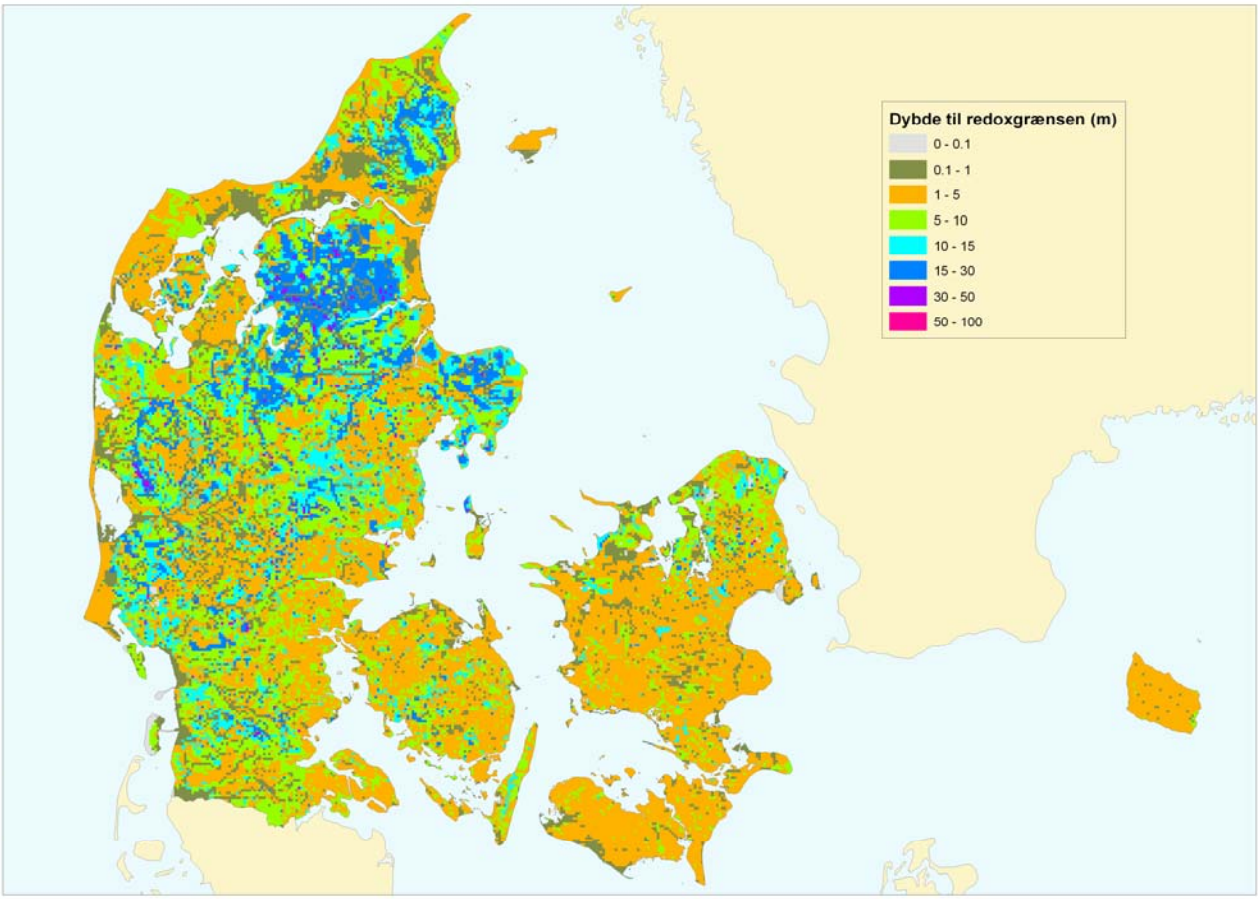
Et detaljeret, digitalt geomorfologisk kort i 1:200.000 er under udarbejdelse, og der foreligger foreløbige kort for det Sydlige Jylland og Sjælland med øer (Figur 6). Kortene bygger på topografiske kort, digitale højdemodeller, geologiske jordartskort og viden om geologiske forhold indenfor de øverste jordlag. De viser en række terrænelementer og successioner af jordtyper i det danske Kvartærtidslandskab, som også har betydning for nedsivningsforhold og grundvandsforhold.



Figur 6. Geomorfologisk kort over Sjælland, Lolland, Falster og Møn. Oprindelig målestok 1:200.000 (Jakobsen, 2009).

5.2.3 Kort over dybden til redoxgrænsen

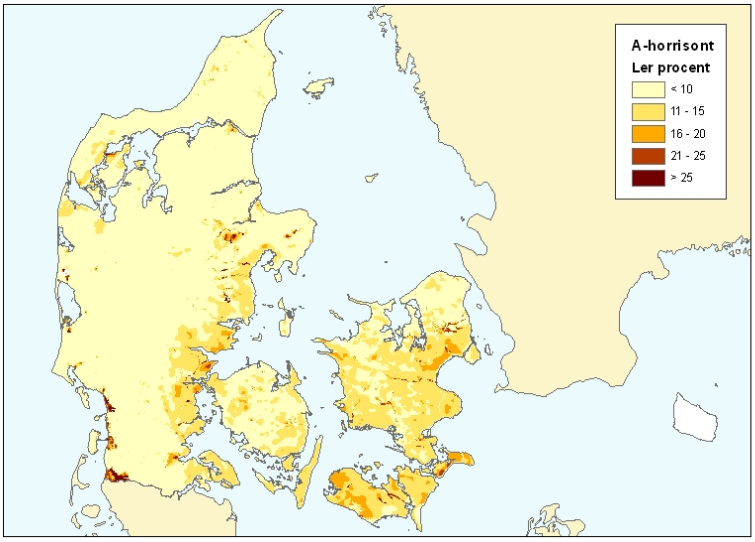
Kortet over redoxgrænsens beliggenhed er baseret på dels eksisterende boringsoplysninger, dels ekspertvurderinger i områder uden boringsoplysninger (Figur 7). Redoxgrænsen er fastlagt ud fra de oxiderede jordarters gule, gulbrune, brune og gråbrune farvenuancer og de reducerede jordarters brungrå, grå eller sorte farvenuancer (Ernstsen et al, 2001). Redoxgrænsen er bestemt i et 1x1km^2 grid på grundlag af oplysninger fra 11.999 boringer (i hele landet), hvori der er påvist kvartære sedimenter over såvel som under redoxgrænsen. Hver grid indeholder typisk oplysninger fra en enkelt boring, og kun et mindre antal grid indeholder oplysninger fra to eller flere boringer. I de grid, hvor der foreligger oplysninger om redoxgrænsens beliggenhed i flere boringer er dybden til redoxgrænsen anført ved den dybdekategori, som indeholder middelværdien (<1m, 1-5m, 5-10m, 15-30m, 30-50m, og 50-100m under terræn). I områder uden boringsoplysninger er dybden til redoxgrænsen vurderet på baggrund af oplysninger om områdets geologiske opbygning, landskabstype (morfologi), karakteristiske dybder for redoxgrænsen i de omliggende boringer, det geologiske jordartskortet, topografiske forhold samt prækvartæroverfladens topografiske forhold (Ernstsen et al, 2006).



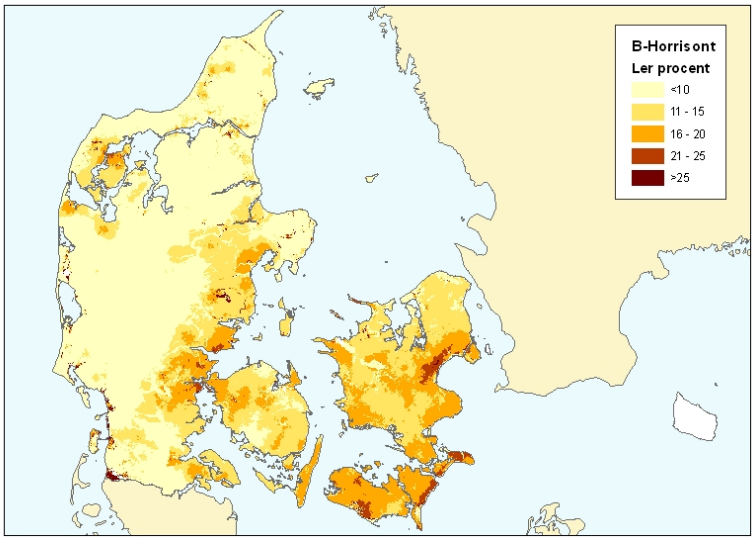
Figur 7. Første udgave af landsdækkende kort over dybden til redoxgrænsen for 1x1km grid. Kortet er baseret på boringsoplysninger og andre geologiske data (Fra Ernstsen et al, 2006).

5.2.4 Landsdækkende kort over lerprocenter.

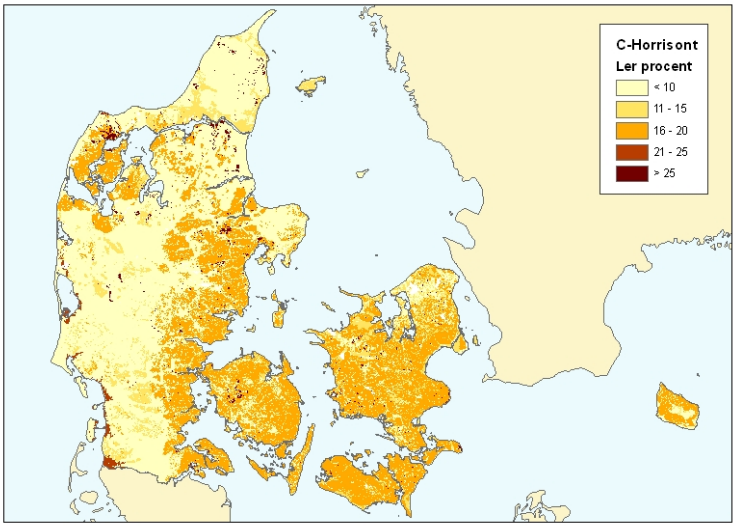
De tre landsdækkende kort over fordelingen af lerindholdet i A- (0-30cm), B- (40-70cm) og C-horisonten (70-100cm) er udarbejdet på baggrund af data fra Profil- og Teksturdatabaserne (Greve et al., 2007) (Figur 8). For A-horisonten er der totalt ca. 43.000 punktoplysninger i Danmark. B-horisonten er dækket af data fra ca. 1/10 af Teksturdatabasens punkter samt fra Profildatabasens punkter. Samlet er der oplysninger om B-horisonten fra ca. 8.500 punkter i Danmark. Den grundlæggende metode for udarbejdelsen af kortet er geostatistisk interpolering (kriging). Da jordens variabilitet er meget forskellig for forskellige landskabstyper, er materialet underopdelt efter landskabstype. Inden for hver landskabstype er A-horisontens lerindhold kriging-interpoleret og efterfølgende samlet til landsdækkende kort i 250x250m pixelstørrelse. I B-horisonten er samme metode anvendt. Det er dog udnyttet, at der er en korrelation mellem A- og B-horisonten, hvorfor der er anvendt co-kriging til interpoleringen. De færdige kort har en pixelstørrelse på 500x500m. C-horisonten er beskrevet med oplysninger udelukkende fra Profildatabasens punkter. Her er punkttætheden for lille til, at der kan udføres en geostatistisk interpolering. Der er derfor beregnet medianværdier for de enkelte jordarter.



A Horisont



B Horisont



C Horisont

Figur 8. Ler-procent fordelingen i A, B og C-horisonten bestemt ud fra teksturanalyser (Fra Greve et al., 2007)..

5.2.5 Kort over prækvartærets højdeforhold og geologi

De prækvartære jordarter og bjergarter (undergrunden under de kvartære aflejringer) har meget forskellig alder og sammensætning (Haakonsson & Pedersen, 1992). Kortet over undergrunden viser, hvordan jordarterne og bjergarterne fra forskellige geologiske tidsafsnit er fordelt i Danmark, men ikke direkte, hvilke sediment-/jordartstyper der er tale om.

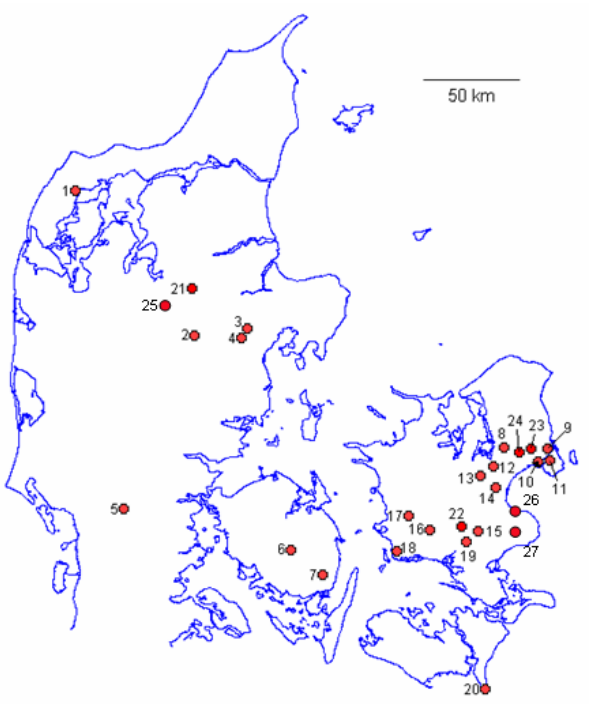
De prækvartære aflejringer, som oftest er dækkede af kvartærtidens aflejringer, har topografi og højdeforhold, som kun tilnærmelsesvis ligner den nutidige terrænoverflade. Kvartærets underlag har betydning for bedømmelse af grundvandsforholdene, -magasinernes og deres dæklags opbygning (Binzer & Stockmarr, 1994).

5.3 Data fra feltstudier.

Feltarbejdet omfattede studier af de geologiske forhold og jordbunden.

5.3.1 Geologiske forhold

Fordelingen af sprækker og andre typer makroporer har betydning for jordens hydrauliske egenskaber og for transport af miljøfremmede stoffer mod grundvandet. Sprækkers og andre makroporers geografiske udbredelse og egenskaber, fx i sammenhæng med landskabets type eller lagfølge, kan have betydning i tolkningen af, hvor stor følsomheden er overfor udvaskning af pesticider. Derfor er der gennem de sidste ti år indsamlet makroporerelaterede data fra knapt 30 danske lerjordslokaliteter, som er fordelt ud over det meste af landet (Figur 9). 22 af disse lokaliteter er karakteriseret efter samme rutine (Klint, 2001). Data repræsenterer jordbunden fra terræn, ned gennem den oxiderede zone, forbi kalkopløsningsfronten og redoxgrænsen, ned til maksimalt 8 m's dybde. I bilag 2 er der en detaljeret gennemgang af feltarbejde i moræneler og opmåling af makroporer.
Se yderligere om de tilstedeværende makroporers påvirkning af lerjordes hydrauliske egenskaber under afsnit 6.3, hydrauliske forhold og bilag 7.



1. Silstrup (*)
2. Farre (*)
3. Grundfør (*)
4. Hinnerup (*)
5. Estrup (*)
6. Ringe (*)
7. Lillebæk (*)
8. Slæggerup (*)
9. Rantzausgade
10. Avedøre (*)
11. Englandsvej
12. Kamstrup
13. Syvbæk
14. Havdrup (*)
15. Haslev (*)
16. Flakkebjerg (*)
17. Faardrup (*)
18. Skælskør (*)
19. Skuderløse
20. Gedserodde
21. Foulum (*)
22. Aversi (*)
23. Højbakkegård
24. Snubbekorsgård
25. Mammen (*)
26. Gjorslev (*)
27. Højstrup (*)

Figur 9. Lerlokaliteter hvor der er forteaget sprækkeundersøgelser. (*) værdier for mættet Ks; bulk / matrix hydraulisk ledningsevne er bestemt ved en af flere anvendte metoder.

5.3.2 Jordbundsundersøgelser

Informationer om jordbundsforhold og jordbundsprofiler indhentet gennem feltarbejde kan findes på www.djfgeodata.dk.

5.4 Modeldata

Der er anvendt en række modeldata dels fra Danmarksmodellen og dels fra en model, FOOTPRINT modellen, der er etableret i et EU projekt.

5.4.1 Danmarks modellen

Den Nationale Vandressource model (DK-model) er en storskala computermodel, som beskriver de væsentligste dele af ferskvandets kredsløb såsom nedbør, fordampning, overfladisk afstrømning, grundvandsdannelse, drænafstrømning og afstrømning fra grundvand til vandløb, søer og hav på national og regional skala (www.vandmodel.dk). Modelsimuleringerne kan give informationer om grundvandsdannelse til det øverste grundvandsmagasin og om nettonedbør (Højbjerg et al., 2008).

5.4.2 FOOTPRINT modellen

I modelopsætningen for nærværende projekt er der af synergi- og ressourcemæssige grunde taget udgangspunkt i de opsætninger (valg af parametre m.v.) for et stort antal europæiske jorde, som projektet FOOTPRINT (http://www.eu-FOOTPRINT.org/) velvilligt har stillet til rådighed. Disse data er blevet suppleret med danske.

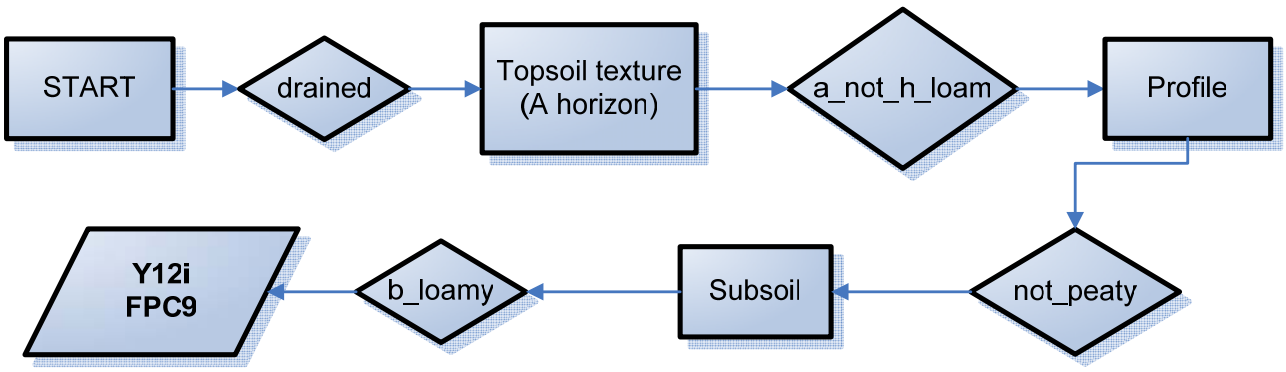
Data fra de digitale jordarts- og jordbundskort samt et lavbundstema er anvendt til inddelingen af Danmark i FOOTPRINT jordtyper. En række af de kriterier, der skal bruges til den endelige FOOTPRINT jordtypeklassifikation, er imidlertid ikke til rådighed i et brugbart format. Derfor er der udarbejdet en række afledte kort af de nævnte korttemaer på grundlag af opstillede forudsætninger. Fx findes der ikke et kort over, hvilke områder i Danmark, der er drænede/ikke-drænede, hvorfor dette kort er konstrueret ud fra en antagelse om, at jorde med et lerindhold større end 12 % i C-horisonten er drænede. Kriterierne for dette samt andre afledte temaer er vist i Tabel 2.

FOOTPRINT jordtypeklassificeringen er baseret på et forsimplet USDA-teksturdiagram (baseret på indholdet af sand, silt og ler) med fem klasser i stedet for de normale tolv klasser. Det danske jordbundskorts teksturfraktioner baserer sig på fire forskellige teksturklasser (samt organisk stof). Det har derfor været nødvendigt at konstruere nogle nye jordbundskort med en teksturfordeling, der baserer sig på USDA-klassifikationssystemet. Dette er gjort ved at foretage en log-lineær interpolation mellem silt- og finsandsfraktionerne i jordbundskortet. Nogle kriterier i FOOTPRINT-klassificeringen indebærer, at der skal skelnes mellem, om det er A- eller B-horisonten, der er tørveholdig. Lavbundstemaet omfatter imidlertid hele jordprofilet og skelner derfor ikke mellem A- og B-horisonten. Kriterier for henholdsvis A- og B-horisonten, der relaterer sig til lavbundstemaet, er derfor enslydende.

Tabel 2. Afledte temaer i forbindelse med udpegningen af FOOTPRINT jordtyper for Danmark

FOOTPRINT kriterier	**Afledte kriterier**
Jorden er drænet	>12 % ler i C-horisonten
Overjorden er meget leret	>20 % ler i A-horisonten
Organisk jord/tørveholdig	Lavbundstema
Jorden bliver fastere eller mere leret indenfor de øverste 0,8m's dybde	mindst 2% mere ler i B-horisonten sammenlignet med A-horisonten
Bleg underjord	do. (tegn på lerakkumulering)
Overjorden er mørk og rig på organisk stof, og jorden er blevet beriget med møg gennem en lang periode	>4 % humus i A-horisonten
Overjorden er bleg og indeholder meget lidt organisk stof	<2 % humus i A-horisonten
Overjorden er mørk og rig på organisk stof	>4 % humus i A-horisonten

Til brug for identifikation af de forskellige jordtyper er der i FOOTPRINT-projektet blevet udviklet et flowchart-system, der bl.a. ud fra de ovenfor nævnte kriterier leder frem til den endelige FOOTPRINT jordtype (Figur 10).



Figur 10. Eksempel på (udpluk af) flowchart fra den gruppe jorde, som jævnfør jordartskortet tilhører FOOTPRINT klassen "Some combination of boulder clays, marls or mudstones".

Når klassen er fastlagt, leder diagrammet trin for trin videre i karakteriseringen: det afgøres om jorden er drænet/ikke-drænet. I eksemplet (Figur 10) er jorden drænet, dvs. at den har et lerindhold >12% i C-horisonten. Dernæst konstateres det, at overjordsteksturen ikke er hverken ler eller heavy loam ("a_not_h_loam"). Dernæst konstateres det, at jorden i hele profilen ikke er en tørvejord ("not_peaty"). Til sidst konstateres det, at underjorden (B-horisonten) er loamy (baseret på teksturdiagrammet), hvilket resulterer i Y12i FPC9 (FOOTPRINT jordtype nr. 64).

Efter samme princip som i Figur 10 er der for alle pixels i jordbundskortet udført en automatisk GIS-procedure, hvor fremgangsmåden i det opstillede flowchart er gennemført, hvilket har resulteret i en opdeling af Danmark i 71 forskellige FOOTPRINT jordtyper, hvoraf 3 altovervejende udgør de egentlige lerjordsarealer.
Relationen mellem FOOTPRINT jordtyper (herefter betegnes FOOTPRINT jordtyper "J" efterfulgt af det relevante jordtypenummer, fx J64) og JB klassifikationer for danske jordtyper er vist i Bilag 3.

6 Metoder

De anvendte metoder baserer sig på model- og korrelationsmæssig integration af datasæt. Det er her en forudsætning, at der som ventet er gensidig afhængighed mellem datasættene. Derved er det forsøgt at finde frem til et fåtal af enkle temaer, som udsiger mest muligt om følsomheden overfor udvaskning af pesticid. Som tidligere nævnt skelnes der mellem udvaskning til under rodzonen og videre udvaskning herfra til grundvandsmagasinerne, idet vurderingen af disse to dybdeintervaller fordrer forskellige metoder.

6.1 Udvaskning til bunden af rodzonen

Til simulering af pesticid udvaskning for FOOTPRINT jordtyperne, anvendes model værktøjet MACRO (Larsbo & Jarvis, 2005). MACRO er en to-domæne hydrologisk model, der simulerer 1-D vand og stoftransport i og udvaskning fra rodzonen. MACRO modellen håndterer data om klima, afgrødetyper og sædskifter, samt jordfysiske data. MACRO fordrer dermed bestemmelse af en lang række parametre og randbetingelser for klima parametre, vegetations- og pesticidanvendelses parametre (landbrugspraksis), samt jordens hydrauliske parametre. Modellen kræver således data om tekstursammensætning, jordhorisonternes tykkelser og jordens struktur. Det sidste er vigtigt for at bestemme om og hvor meget makroporestrømning, der forekommer. Efter den benyttede metode er MACRO parameteriseret vha. FOOTPRINT jordtyper, som omfatter jordfysiske egenskaber, strømnings veje via drænering, overflade afstrømning og perkolering fra rodzonen. Danmark er placeret i klimazone 2 (Blenkinsop et al., 2006; Nolan et al., 2008), Bornholm dog i zone 4. 8 af de 71 danske FOOTPRINT jordtyper indgår i vurderingen af udvaskningen fra lerjorde (bilag 3).

De mange datatyper, som er nødvendige for at gennemføre MACRO – FOOTPRINT jordtype scenarier, indenfor én bestemt klimazone og for forskellige sædskifter, er vist i Tabel 3.

Tabel 3: Databehov for at kunne gennemføre MACRO simuleringer for FOOTPRINT jordtype scenarier.

Kategori	Type	Beskrivelse	Reference
Jordfysiske egenskaber	Tekstur	Ler, sand, silt, organisk materiale, pH, vol.vægt, struktur parameter	Hollis et al (2006)
*Options	Randbetingelser	Beliggenhed af grundvandspejlet	Hollis et al (2006)
	Landbrugspraksis	Jordbehandling, vanding, drænering	Centofanti & Hollis (2006)
	Afgrøde type	Sædskifte	Centofanti & Hollis (2006)
	Stof (pesticid)	Sorption og nedbrydning af simuleret pesticid	Lewis et al. (2007)
Parametre	Afgrøde	Høsttidspunktet, LAI udvikling, plante parametre	Centofanti & Hollis. (2006)
	Initial betingelser	Start temperatur og vandindhold	N/A
	Vanding	Dato og mængde for vanding	Centofanti &Hollis (2006)
	Hydrauliske parametre	Retentions og ledningsevne parametre	Hollis et al (2006)
	Lokalitet	Lokalitets specifikke parametre: f. eks. gns. temperatur og nedbør, sne	ikke relevant
	Stof (pesticid)	Sorptions (Kf) og nedbrydnings (DT50) parametre	Lewis et al (2007)
Klima	Nedbør, Ep og luft temperatur	Daglige værdier for mm nedbør, (potentiel) evapotranspiration og temperatur for 25 årig tidsserie	Blenkinsop et al. (2006)

For hver FOOTPRINT jordtype opstilles der parameteriseringer til MACRO modellen, hvor hydrauliske parametre bliver anslået ud fra jordfysiske data (Jarvis et al., 2007a, b). For eksempel bliver retentionsegenskaberne i jordmatricen bestemt med en funktion, der knytter jordfysiske data til MACROs hydrauliske parametre (Wösten et al., 2001). Den hydrauliske ledningsevne i jordmatricen bliver anslået på tilsvarende måde som eksemplificeret i Bilag 3, hvor der også er en beskrivelse af FOOTPRINT fremgangsmåden.
Som klima-input til MACRO-simuleringerne af udvaskning for en FOOTPRINT-jordtype bruges der tidsserier på 25 år. De første 5 år benyttes udelukkende til opvarmning af modellen (Bilag 4).
Simuleringerne er baseret på førsteordens nedbrydning indenfor de FOOTPRINT-udledte jordtyper for 2 afgrøder (vårbyg og vinterrug) og med 5 parametriserede model pesticider (Tabel 4, Figur 30 og Bilag 3, 4 og 5). De 5 modelstoffer er valgt til at repræsentere meget forskellige stofegenskaber, dvs. forskellige kombinationer fra hurtig til langsom nedbrydning og fra høj til lav binding, og som anvendes eller kunne anvendes i de valgte afgrøder. Modelstoffernes egenskaber er fastlagt med udgangspunkt i virkelige pesticider for at gøre simuleringerne realistiske. Modelstof A er lavet med udgangspunkt i atrazin, som ikke må anvendes længere, mens de øvrige modelstoffer er lavet med udgangspunkt i pesticider, som stadig benyttes: B (Mecoprop-P), C (Propiconacole), D (Dichloprop) og E (Mechloprop). Det er jordens følsomhed overfor udvaskning, der skal undersøges. Derfor er det ikke udvaskningen af de konkrete stoffer, der er simuleret, men derimod udvaskningen af modelstoffer med karakteristiske værdier hentet fra virkelige pesticider. Der ses således bort fra den store spredning der er i målte værdier af DT50 og Koc for inspirationsstofferne. Pesticiderne B og C er nye ift. de, som tidligere er undersøgt i projektet (Bilags siderne 172 og 173 i Nygaard (Red.), 2004), mens de øvrige er gengangere.

Tabel 4. Parametre for fem modelstoffer. DT50 er den tid det tager før halvdelen af pesticid moderstoffet er omdannet. Stoffernes tilbøjelighed til at binde sig til jorden er udtrykt ved sorptionskoefficienten Koc. De angivne værdier er "karakteristiske værdier", og der ses således bort fra den store spredning, der er i målte værdier af DT50 og Koc.

Modelstof	DT50	Koc	Stofgruppe
	dage	$l\,kg^{-1}$	
A	49	99	Triazingruppen
B	6	30	Phenoxysyregruppen
C	80	500	Azolgruppen
D	10	170	Phenoxysyregruppen
E	8,2	31	Phenoxysyregruppen

Der er simuleret med samme afgrøde overalt. Pesticiddosering og -anvendelse er i maj og oktober. Danmark ligger iflg. FOOTPRINT-klimazoneringen indenfor to klimazoner: 2 (V-Danmark) og 4 (Bornholm). Resultatet af simuleringerne er en gennemsnitlig årlig udvaskning i en 20-årig periode.

6.2 Kortlægningstemaer

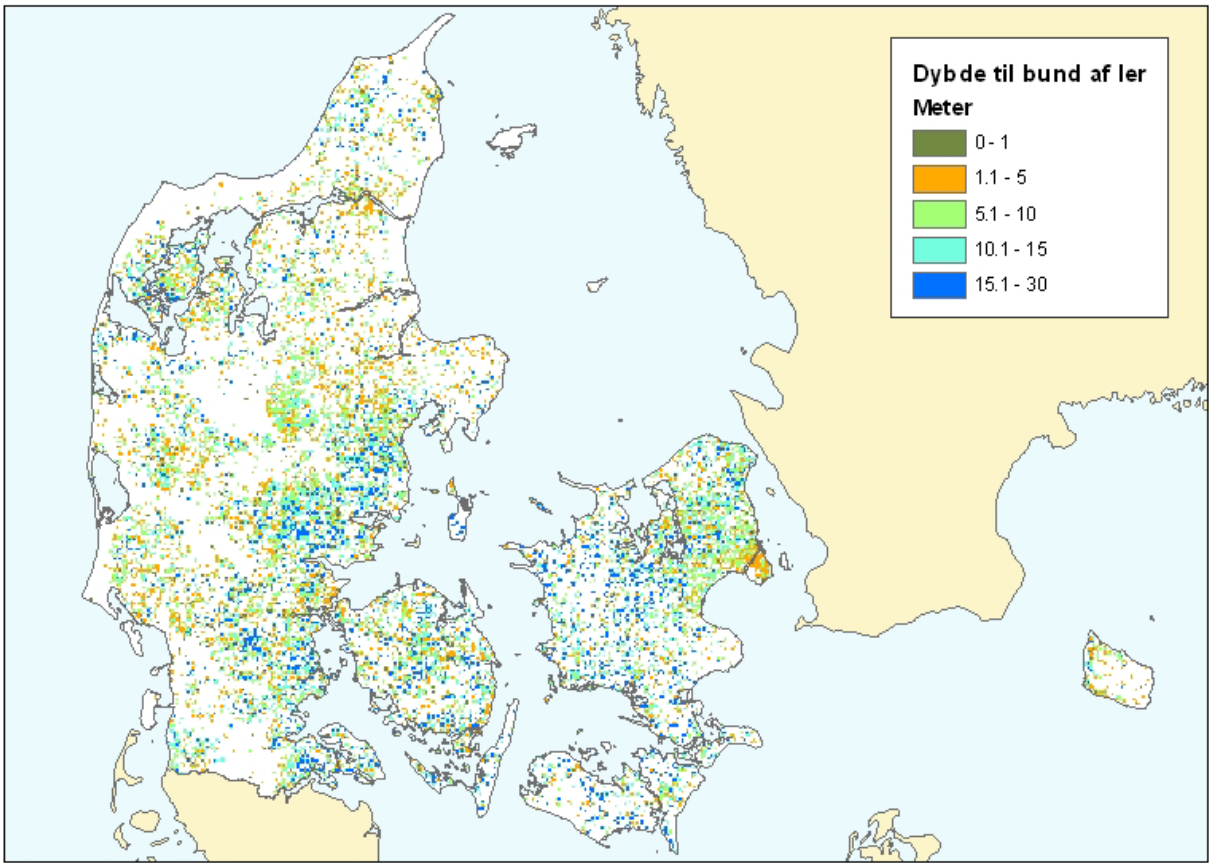
Det har været forsøgt at finde sammenhænge mellem aktuel udvaskning af pesticider og andre parametre på grundlag af en sammenligning af eksisterende (Afsnit 5.2) og nye korttemaer. Det har specielt været hensigten at afklare, om temaerne hver især eller i kombination kan forklare sammenhænge mellem lerdækkernes beskaffenhed og udvaskningen af pesticider gennem lerdækkerne til de underliggende grundvandsmagasiner. Ved lerlagenes beskaffenhed forstås her: tykkelse, lerindhold, hydrauliske egenskaber og polymorfologiske karakteristika. I Tabel 5 er vist en oversigt over, hvilke områder af Danmark, som de enkelte korttemaer dækker. Tolkningen af temaerne er kommenteret sidst i kapitlet.

Tabel 5. Kortlægningstemaer udarbejdet for forskellige dele af Danmark

Kortlægningstema	**Dækningsområde**
Lertykkelseskort fra terræn til sekundært grundvandsmagasin	Hele DK
Polymorfologisk kort	Sjælland & Lolland-Falster
Lerindhold i A, B og C horisonten	Hele DK
Nærmættet hydraulisk ledningsevne	Hele DK
Beregning af grundvandsdannelse og nettonedbør	Hele DK
Kortlægning af fundne pesticidgrupper i grundvand.	Hele DK

6.2.1 Lertykkelseskort

Kortet over lerlagenes tykkelse fra terræn til øverste sekundære grundvandsmagasin er baseret på oplysninger i JUPITER-databasen, hvor flere søgekriterier har været anvendt for at afklare dataomfanget som grundlag for kortets tilblivelse. Der er gennemført søgninger, hvor de dækkende lerlags mindste tykkelse er varieret mellem 0,5 og 1m, samt for varierende mindste tykkelse af et sammenhængende sekundært grundvandsmagasin fra 0,5 til mindst 1,0 m. Afhængig af søgebredder er der fundet mellem 21.553 og 25.961 boringer, der opfylder kriterierne. Figur 11 viser lertykkelsen i enkeltboringer, hvor overjordens tykkelse er på 1,0 m og det sekundære grundvandsmagasin er mindst 1,0 m tykt. Der er 23.993 boringer i denne søgning. På kortet er der store områder med hvid farver, som angiver enten (a) arealer der er domineret af sandjord i C-horisonten (eks. hedesletteaflejringerne i Jylland) eller (b) arealer hvor der ikke er boringsoplysninger. Lerlagene, hvis lokale variation i tykkelse er betydelig, er tyndest (fra få meter til 10 m) i Københavnsområdet, samt i Midt- og Nordjylland, og tykkest (10 til 30 m) på Vestsjælland, Lolland/Falster, samt i Østjylland og Thy.



Figur 11. Lertykkelsen fra terræn til øverste sekundære grundvandsmagasin. Baseret på boringsoplysninger i JUPITER-databasen.

6.2.2 Polymorfologisk kort

Der er udarbejdet en ny type tematisk kort for den sjællandske øgruppe. Kortet kombinerer i hele eller dele af sit dækningsområde:

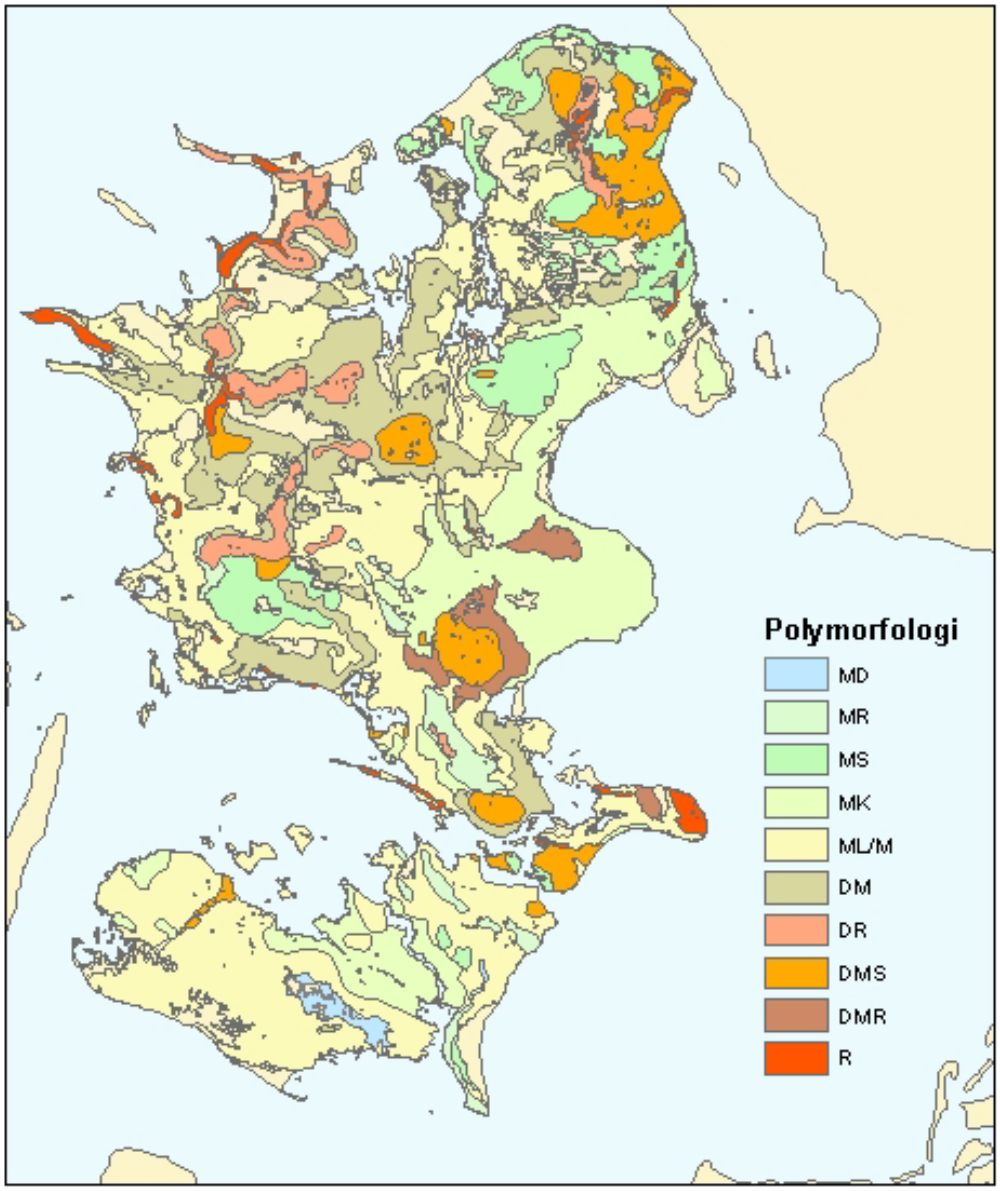
(i) geologisk information fra JUPITER-databasen, kystklinter og grusgrave,
(ii) sand/ler tykkelse under øverste moræneler (GIS-søgninger),
(iii) det geologiske jordartsskort,
(iv) det digitale geomorfologiske kort (Jacobsen 2009),
(v) den nye højdemodel,
(vi) Prækvartæroverfladens topografi og geologi, samt
(vii) ekspertviden indhentet fra den systematiske kortlægning, råstofundersøgelser, geofysik og diverse udgravninger til kortlægning af sprække- og makropore fordelingen.

Kortet benævnes "det polymorfologiske kort", fordi det i modsætning til et traditionelt geomorfologisk kort også inddrager underliggende landskabsformer (Figur 12).

De dominerende polymorfologiske landskabsformer er:

- Moræneflade over dødislandskab MD,
- Moræneflade over randmoræne MR,
- Moræneflade over smeltevandsslette MS,
- Moræneflade over kalkoverflade MK,
- Moræneflade over issøler eller moræneler ML/M,
- Dødislandskab over moræneflade DM,
- Dødislandskab over randmoræne DR,
- Dødislandskab over morænelandskab over smeltevandsslette DMS,
- Dødislandskab over morænelandskab over randmoræne DMR, og
- Ikke overskredne randmoræner R.

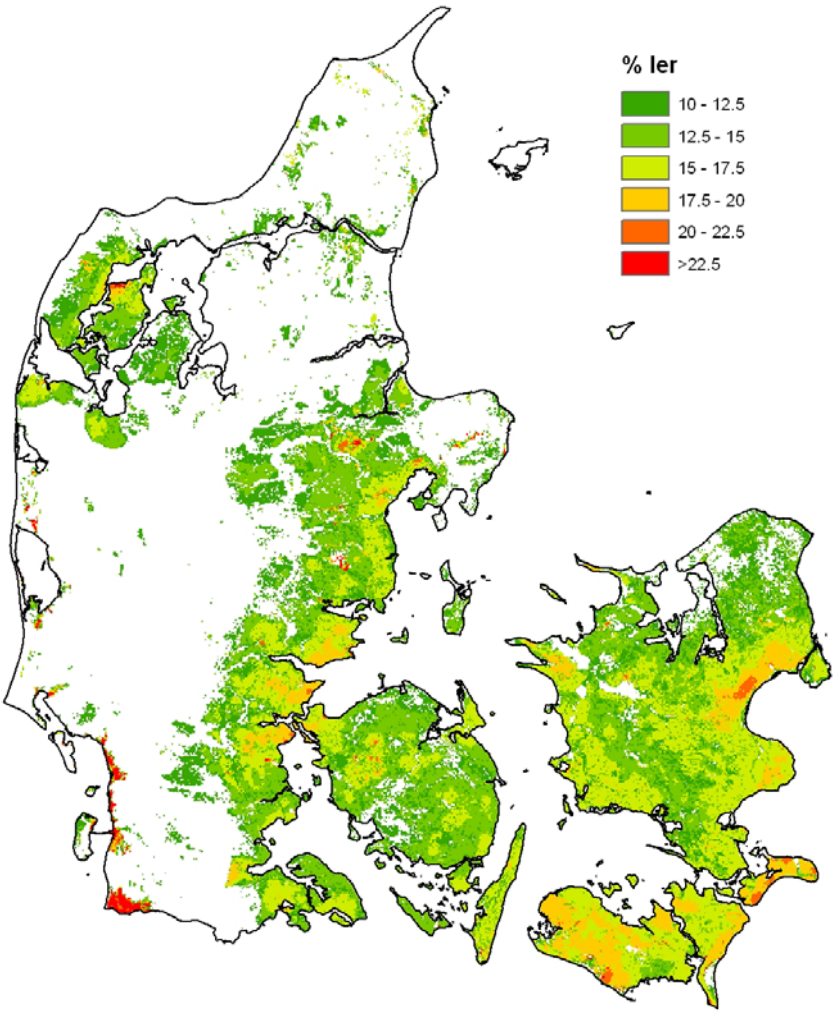
Som arbejdshypotese har de forskellige polymorfologiske typer karakteristiske hydrauliske egenskaber, som til dels dikteres af de underliggende jordarters skønnede dræningsevner. En udbygget beskrivelse af fremgangsmåden og landskabsformerne findes i bilag 2.



Figur 12. Polymorfologisk kort over den sjællandske øgruppe. Se signaturforklaring i teksten.

6.2.3 Samlet indhold af ler i A-, B- og C-horisonterne

Der er udarbejdet et landsdækkende kort over fordelingen af jordens lerindhold. Data stammer fra Tekstur- og Profildatabaserne og omfatter A- (0-30cm), B- (40-70cm) og C-horisonten (70-100cm) (Greve et al., 2007) (Figur 13).

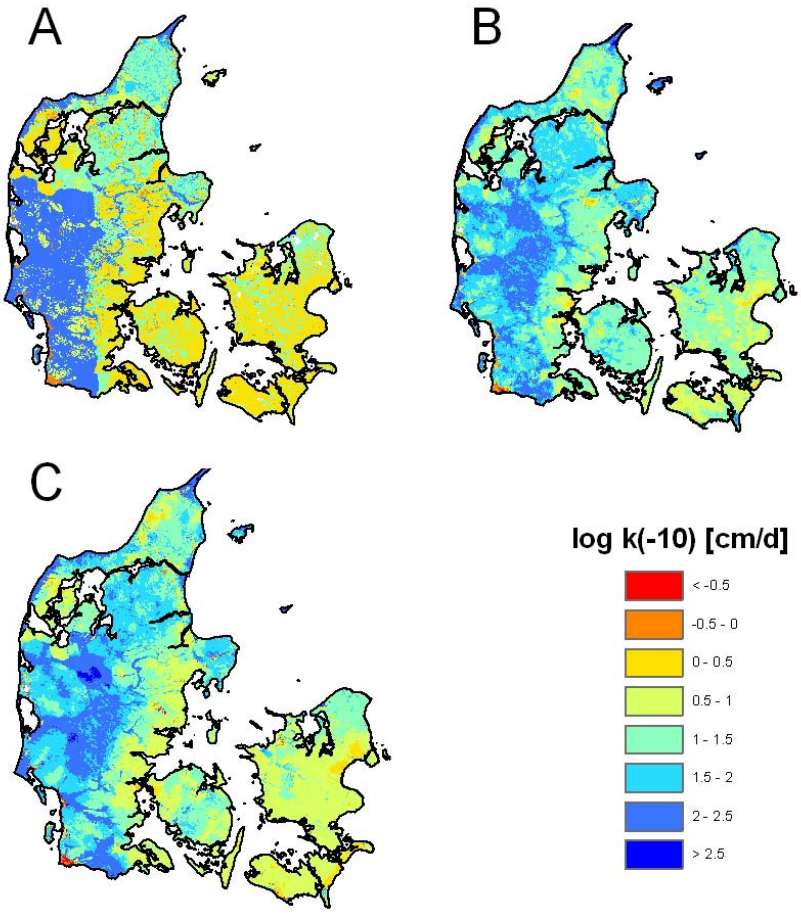


Figur 13. Den samlede fordeling af ler i A-, B- og C-horisonterne i procent bestemt ud fra teksturanalyser i Profil- og Teksturdatabaserne. Hvide arealer er områder med under 10 % ler

Kortet er udarbejdet ved at der mellem punktværdier er interpoleret ved hjælp af kriging (Afsnit 5.2.4). Herved er der blevet genereret landsdækkende jordbundskort for de tre horisonter baseret på de teksturfraktioner, der ligger til grund for den landsomfattende jordklassificering (ler: partikelstørrelsediameter <2 µm, silt: 2-20 µm, finsand: 20-200 µm, grovsand: 200-2000 µm samt humus: 58,7% C). Det samlede lerindhold i A-, B- og C-horisonterne er vist i Figur 13. Fremgangsmåden til fremstillingen af kortene er beskrevet af Greve et al. (2007) og af Nygaard et al. (2006a, b og c). Lavbundsarealer er blevet afgrænset på kort i målestoksforholdet 1:20.000, som stammer fra tiden umiddelbart efter det forrige århundredeskifte. Afgrænsningen er på disse kort foretaget efter eng, mose og marsksignaturer samt en udpegning af områder fra et landskabskort, hvor beliggenheden af marsk, tørlagt og inddæmmet areal, littorinahavets aflejringer samt yngre marine forlande er vist.

6.2.4 Nær mættet hydraulisk ledningsevne

Der er udviklet pedotransferfunktioner, til at forudsige de hydrauliske parametre (herunder nær mættet hydraulisk ledningsevne). Til dette er der anvendt de prædiktorer, der er udviklet i forbindelse med det landsdækkende jordbundskort (fire teksturklasser, humus, dybde og volumenvægt). Forudsigelsen af hydraulisk ledningsevne er udført på log-værdier (data forventes at være log-normalfordelt). De udviklede pedotransferfunktioner er i stand til at forudsige den umættede hydrauliske ledningsevne ved et vandpotential på -10 cm vandsøjle, $k_{(-10)}$, med en god nøjagtighed, hvorimod forudsigelsen af mættet hydraulisk ledningsevne (K_{sat}) er mindre nøjagtig (Afsnit 6.3.3). Den lavere nøjagtighed for K_{sat} skyldes, at denne parameter ofte udviser store variationer på målinger udført i det samme profil. Fordelingen af log-værdier for $k_{(-10)}$ i A-, B- og C-horisonterne (ca. svarende til den øverste meter af jordprofilet) er vist i Figur 14. De laveste værdier forekommer, ikke overraskende hvor jorden er mest lerholdig (sammenlign med Figur 13). Hvis der er makroporer i jordarten (hvilket der som regel er på lerede, strukturerede jordarter), vil jordarter med lav hydrauliske ledningsevne i jordmatricen (udtrykt ved lav $k_{(-10)}$) have størst potentiale for strømning gennem makroporerne.

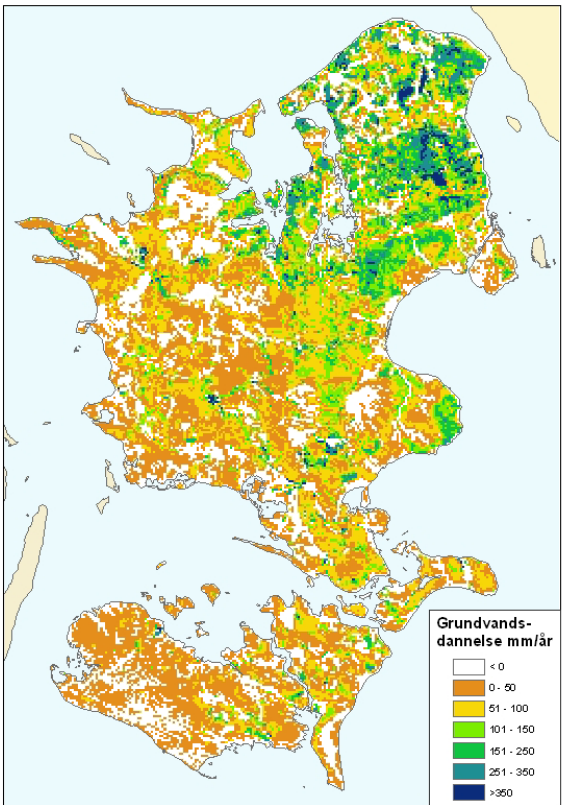


Figur 14. Nær mættet hydraulisk ledningsevne ($\log(k_{[-10]})$) i A-, B- og C-horisonterne i Danmark. Der er ikke foretaget beregninger for Bornholm.

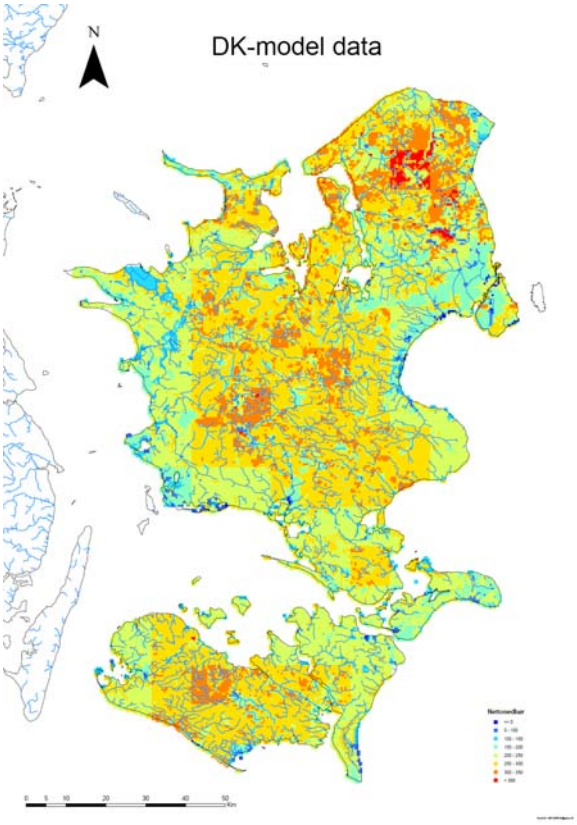
6.2.5 Beregning af relativ grundvandsdannelse og nettonedbør.

Grundvandsdannelsen til det øverste sekundære grundvandsmagasin og nettonedbøren indenfor den sjællandske øgruppe er beregnet på baggrund af simuleringer med den nationale vandressource model (DK-model) (mere info på www.vandmodel.dk). DK-modelsimuleringerne er dynamiske med variable tidsskridt (max. 24 timer), omend data for nettonedbør og strømninger i den mættede zone gemmes med større tidsskridt (op til 720 timer). Grundvandsdannelsen til det øvre sekundære grundvandsmagasin er beregnet som den nedadrettede strømning til modellens 3die beregningslag for samtlige tidsskridt. Beregningslag 3 svarer overordnet til det øverste sandlag fra kvartærtiden i modellens geologiske opbygning. Grundvandsdannelser er derefter beregnet ved simpel midling af den nedadrettede strømning til beregningslag 3 over perioden fra 1/1-2000 til 31/12-2002. Dette svarer til kalibreringsperioden for DK-modellen. Modeldata udtrækkes i enheden mm/time, hvilket er omregnet til mm/år, Figur 15. Nettonedbøren er udtrukket af modellen for samme periode samt midlet og omregnet på tilsvarende måde. Nettonedbøren udtrækkes i modellen som strømning mellem umættet og mættet zone (dræn ligger i DK-modellen i den mættede zone, Figur 16). Alle data er udtrukket fra den afrapporterede udgave af DK-modellen for Sjælland, Lolland, Falster og Møn (Højberg et al, 2008).

Der introduceres en mindre fejl i ”grundvandsdannelsen” ved at anvende nedadrettet strømning til beregningslag 3 frem for strømning direkte til enheder i modellens geologiske opbygning. Det øverste sandlag er indarbejdet i modellen som en linsestruktur med top- og bundbeskrivelse samt en arealmæssig udbredelse. Modellens beregningslag 3 følger denne top og bund indenfor den arealmæssige udbredelse og har en konstant minimumstykkelse på 1m udenfor. Da modellens geologiske strukturer viser udbredelsen af det øverste sandlag, er grundvandsdannelsen til det øvre magasin derfor identisk med den udregnede nedadrettede strømning. I områder udenfor udbredelsen af det øverste kvartære sandlag er der i modellen sammenhængende ler videre ned til det øverste grundvandsmagasin. Derfor vil den nedadrettede strømning til beregningslag 3 også i disse område være et godt bud på grundvandsdannelsen til øverste sandlag, om end den typisk vil være 1-10% overvurderet.



Figur 15. Beregnet grundvandsdannelse til øverste sekundære grundvandsmagasin på Sjælland.



Figur 16. Fordeling af nettonedbør på den Sjællandske øgruppe beregnet med DK-modellen.

6.2.6 Kortlægning af pesticidbelastningen i grundvandet.

Der er lavet kort over belastningen af grundvandet med pesticider med Phenoxysyre-produkter og disses nedbrydningsprodukter (Phenoxysyregruppen), samt Triazin-produkter og disses nedbrydnings-produkter (Triazingruppen)på grundlag af data fra grundvandsovervågningsoplandene og boringskontrollen (Figur 17). For den sjællandske øgruppe er der for hver af disse stofgrupper oplysninger fra mere end 13.000 boringer (www.pesticidanalyser.dk).
Grunden til at det er valgt at præsentere netop disse grupper af pesticider og deres nedbrydningsprodukter er, at de er blevet anvendt over hele landet, i mange afgrøder og gennem en periode på fra 30 til 50 år. Herudover påvises disse stofgrupper hyppigt i grundvandet og de har forskellig kemisk opførsel. I grunddata for figurerne er de målte indhold af pesticiderne og deres nedbrydningsprodukter inddelt i tre klasser (analyser uden påvisninger eller med påvisninger under detektionsgrænsen; et eller flere stoffer påvist fra detektionsgrænsen på 0,01 µg/l op til grænseværdien på 0,1 µg/l; et eller flere stoffer påvist en eller flere gange over grænseværdien på 0,1 µg/l).

Beregning af gennemsnitlige udvaskninger og sammenligning af grundvandets belastning med pesticider indenfor forskellige jordarter/områder.

I udgangspunktet antages det, at pesticider udvaskes lettere fra nogle jordarter end fra andre. Det vil sige, at nogle jordarter er mere følsomme overfor udvaskning af pesticider end andre. Hvis der overalt blev anvendt nøjagtigt de samme pesticider og mængder, og hvis klima og afgrøder også var de samme, så ville forskelle i grundvandets pesticidindhold afspejle forskelle i jordenes følsomhed. Derfor er det afprøvet, om de målte pesticidindhold i grundvandet kan forklares ud fra forskellene mellem jordarterne.

Forskellene fra sted til sted i grundvandets pesticidindhold skyldes imidlertid ikke kun, at jordarterne er forskellige. Der er også forskel på bl.a.:

- Klima (nedbør og nettonedbør)
- Plantevækst
- Lertykkelse
- Hvilke pesticider der anvendes
- Hvilke doseringer der anvendes ved regelret brug
- Ikke regelret brug
- Hvilke uheld der forekommer

Beskrivelsen af pesticidindholdet i grundvandet påvirkes yderligere af bl.a.:

- Boretætheden
- Hvor meget der indvindes fra boringerne
- Hvor mange filtre der er i boringerne
- Hvor ofte der analyseres for pesticider
- Hvilke analysepakker der udføres
- Grundvandets alder
- Grundvandets strømning

Grundvandets pesticidindhold er undersøgt på to måder:

- Den samlede pesticidbelastning er beregnet for hvert af de 75 grundvandsovervågningsområder. For hvert filter (og boring) er gennemsnitsværdien for hvert af de målte stoffer beregnet . Summen af resultaterne for de enkelte boringer i et overvågningsområde er benyttet som et groft

sammenligningsgrundlag for belastningen i forhold til andre overvågningsområder. Data under målegrænsen på 0,01 µg/l er ikke medtaget, idet de ikke bidrager til belastningen med en værdi. Filtre/boringer, som kun indeholder data under 0,01 µg/l, er derfor ikke medregnet.

- For hele landet er det forsøgt at sammenligne den målte belastning med pesticid for både boringskontroldata og data fra grundvandsovervågningsoplandene efter tilsvarende retningslinjer.
- I begge disse tilfælde er der gjort ekstra ud af Triazin- og Phenoxysyregrupperne.

Det har været forventet, at nogle af de mange afhængigheder, som er nævnt i listerne ovenfor, afspejles i bl.a. de korttemaer projektet har lavet (jordens egenskaber, klimaet, nettonedbøren, lerlagets tykkelse, redoxgrænsens beliggenhed, befolkningstætheden osv.). Derfor afprøves det, om der kan ses eller anes sammenhænge mellem korttemaerne og aktuelle udvaskninger. For at sammenligne pesticidbelastningen i forskellige områder skal målingerne i grundvandet gøres sammenlignelige mellem områderne, idet der som nævnt er forskel på, hvilke pesticider der er tilført og i hvilke mængder, og hvor meget der når ned til grundvandet.

Ved nogle analyser af grundvandsprøver påvises der pesticider, mens der i andre ikke påvises noget. Hertil er nogle påvisninger så lave, at der ikke kan angives nogen koncentration. Da det ønskes at vise, den samlede belastning af grundvandet med pesticider, fokuseres der på data, hvor der er målt en koncentration af pesticid (>=0,01µg/l). Alle værdier på <0,01µg/l og alle 0-værdier er derfor sat til 0,0001µg/l i beregningerne.
Den beskrevne og benyttede fremgangsmåde til at finde ”gennemsnitlige belastninger” er simpel og kun egnet til at søge efter et ”signal” om forskellig grad af pesticidbelastning. En nøjere undersøgelse kræver en statistisk tilgang, lige som det må overvejes, om det skal forsøges at tage højde for stipulerede værdier (fordelinger) i koncentrationsintervallet mellem detektionsgrænsen og 0.

Grundprincipperne i mere avancerede metoder er, at der fastlægges antagelser om værdier under målegrænsen på grundlag af fordelinger og statistiske analyser. Ellison et al. (2000) sætter resultaterne i forhold til myndighedernes reguleringskrav og anbefaler af juridiske grunde, at der benyttes worst-case værdier for data under målegrænsen. Smith et al. (2006) gør brug af lineær regression til at tillægge værdier til fordelingen af data under målegrænsen. Palarea-Albaladejo et al. (2007) foreslår en statistisk baseret metode til at tillægge værdier til data under målegrænsen, som især er relevant, dersom der er mange 0-værdier i datasættet. I meget enkle fremgangsmåder, som i nærværende rapport, sættes alle værdier under målegrænsen fx til 0,0001 µg/l, eller også sættes påvisninger under målegrænsen til samme værdi som målegrænsen, mens kun rene 0-værdier sættes til 0.

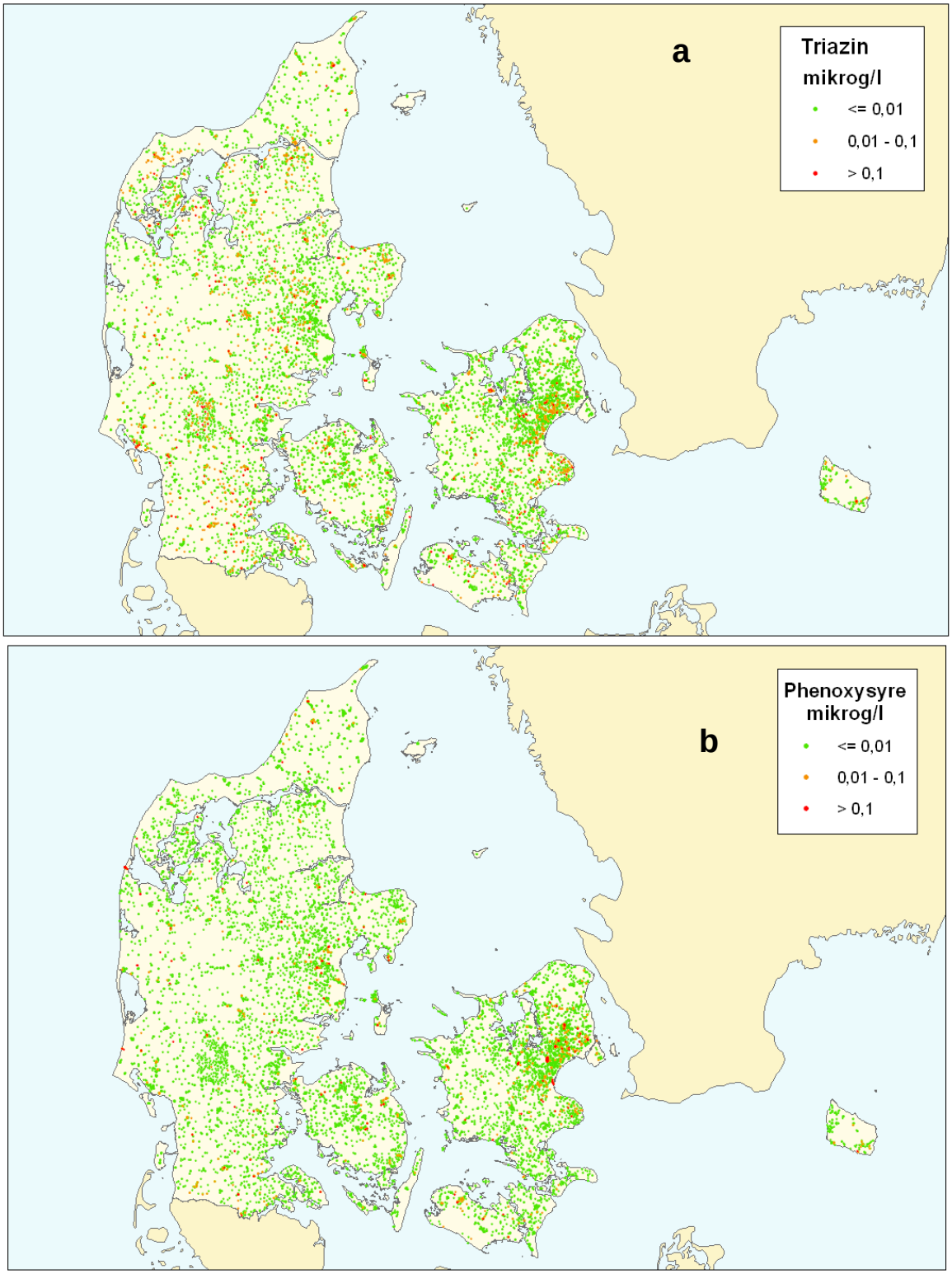
Der er således metoder til rådighed, som muliggør, at der ved en videre bearbejdning af danske moniteringsdata kan fås et mere detaljeret resultat for data under målegrænsen, selv om de tillagte værdier under målegrænsen er en fortolket ”nøjagtighed”.
I nærværende rapport er der satset på en simpel analyse, hvor det er søgt at finde et hovedsignal i data med reelle værdier.

Det er ikke meningen at analysehyppigheden for de enkelte pesticider skal influere på sammenligningen. Derfor midles de målte værdier for hvert pesticid fra hvert filter. For at finde ud af hvor meget grundvandsmagasinet i èt område er belastet med pesticid i forhold til et ándet område, kompenseres der for antallet af boringer og filtre ved at midle værdierne indenfor hvert af de geografiske områder, der skal sammenlignes. Tanken er at en stor borings-/filtertæthed ikke skal influere på sammenligningen.

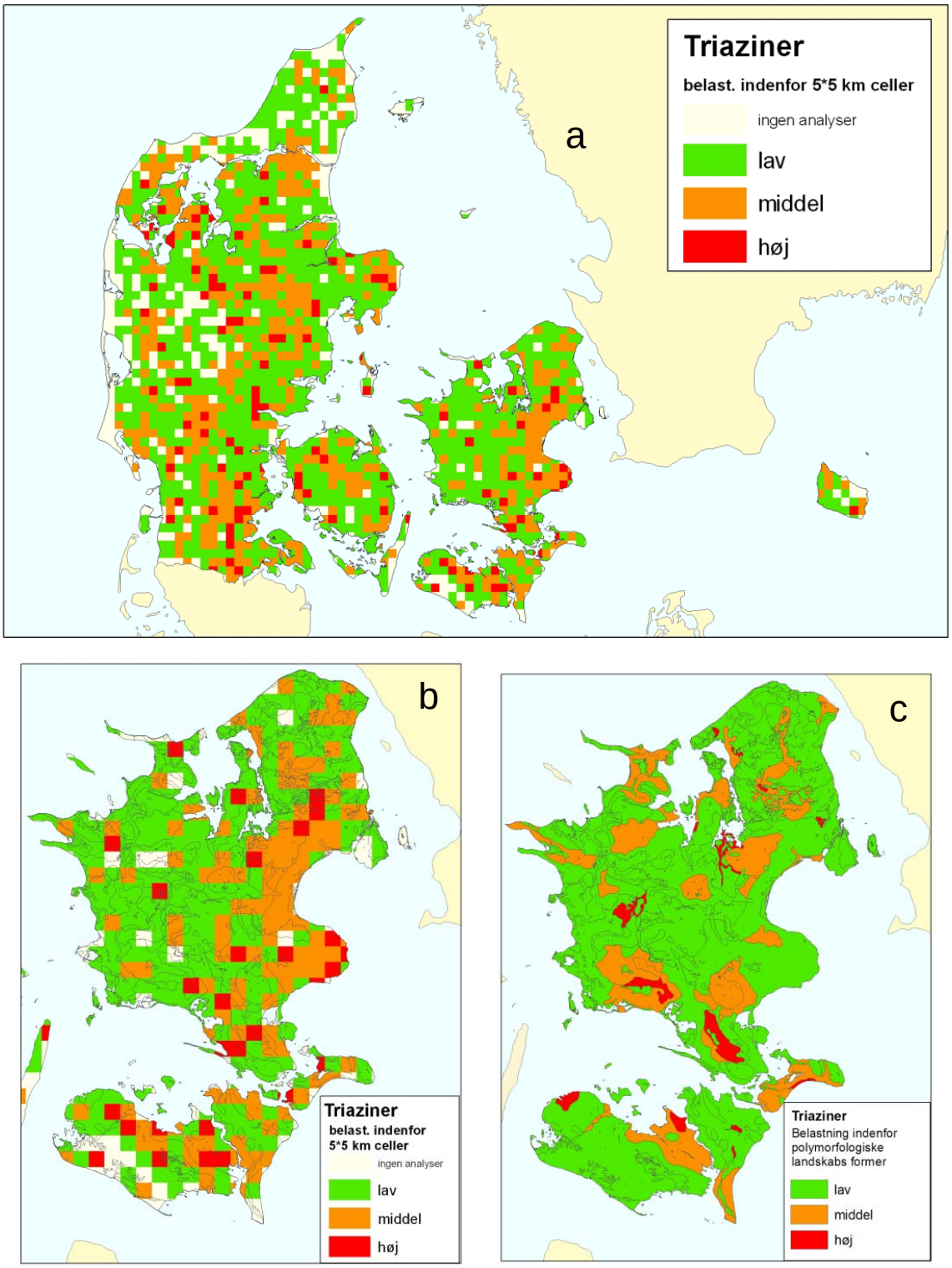
Belastningsgraden af et område er herefter fundet ved at lægge alle de pesticidværdier sammen, som er fundet på den beskrevne måde. For at kunne sammenligne belastningen i forskellige områder kompenseres der endelig, hvis områderne har forskellige størrelser. Ved denne fremgangsmåde findes der tal, som alene kan bruges til at sammenligne belastningsgraden mellem forskellige områder (tallene har ingen mening ift. udvaskede koncentrrtioner).

Det er ikke forsøgt at kompensere for, at der er påvist flere typer af pesticider i nogle områder end i andre. Nogle pesticider omdannes til nedbrydningsprodukter. Derfor er nedbrydningsprodukter medregnet i pesticidbelastningen. Sammenligningen er bedst, hvor der er mange og lige mange data i de områder, som sammenlignes. Denne fremgangsmåde er benyttet som en simpel afsøgning af, om der er et overordnet signal om relativ belastning i moniteringsdataene, og om dette signal i et eller andet omfang afspejles i temakortene.

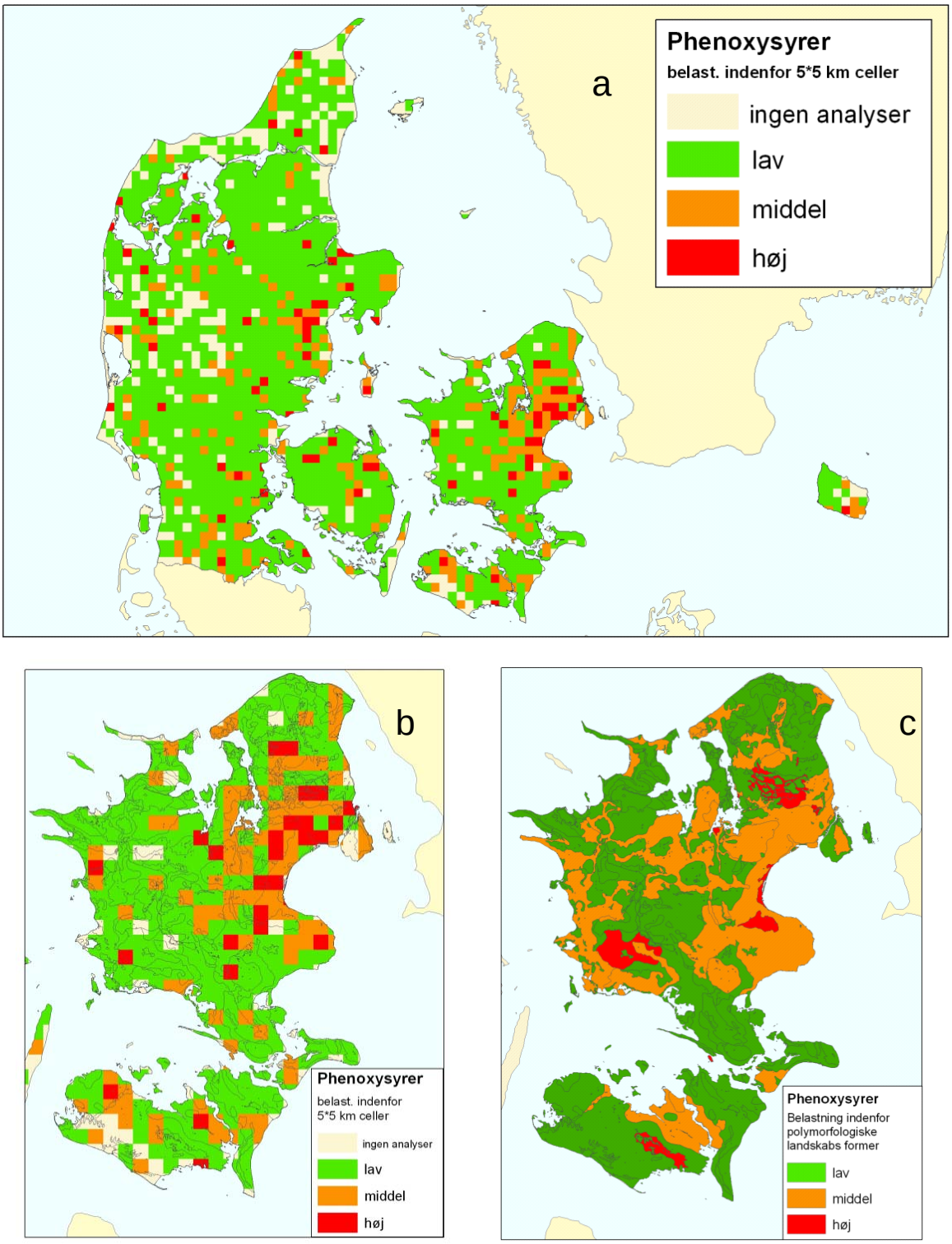
Med henblik på at sammenligne, hvor meget grundvandet er blevet belastet gennem udvaskning af pesticid, er der beregnet gennemsnitskoncentrationer af Triaziner og Phenoxysyrer efter ovenstående principper. Disse koncentrationer er beregnet på to måder baseret på data fra grundvandsovervågningen og boringskontrollen. Den ene beregning viser den gennemsnitlige belastning indenfor 5 x 5 km grids. Indenfor gridcellen er gennemsnittet af de fundne pesticidkoncentrationer over detektionsgrænsen i boringerne divideret med antallet af boringer. Dette er vist som landsdækkende kort for de to stofgrupper (Figur 18a og Figur 19a) samt for det sjællandske område (Figur 18b og Figur 19b). Den anden beregning viser analoge gennemsnitværdier indenfor arealerne af de polymorfologiske landskabselementer. Dette tema er kun fremstillet for det sjællandske område (Figur 18c og Figur 19c).



Figur 17. Påvisninger af stoffer tilhørende Triazingruppen (a) og phenoxysyregruppen (b) (gennemsnitskoncentrationer for hver boring og inklusiv nedbrydningsprodukter). Grønne prikker angiver boringer, hvor der er udført analyse for det/de pågældende stoffer men ikke påvist mængder over detektionsgrænsen på 0,01 µg/l. Orange prikker angiver boringer med påvisning af et eller flere stoffer i gennemsnitskoncentration fra detektionsgrænsen til grænseværdien på 0,1 µg/l. Røde prikker angiver boringer med påvisning af et eller flere stoffer i en gennemsnitskoncentration over grænseværdien på 0,1 µg/l.

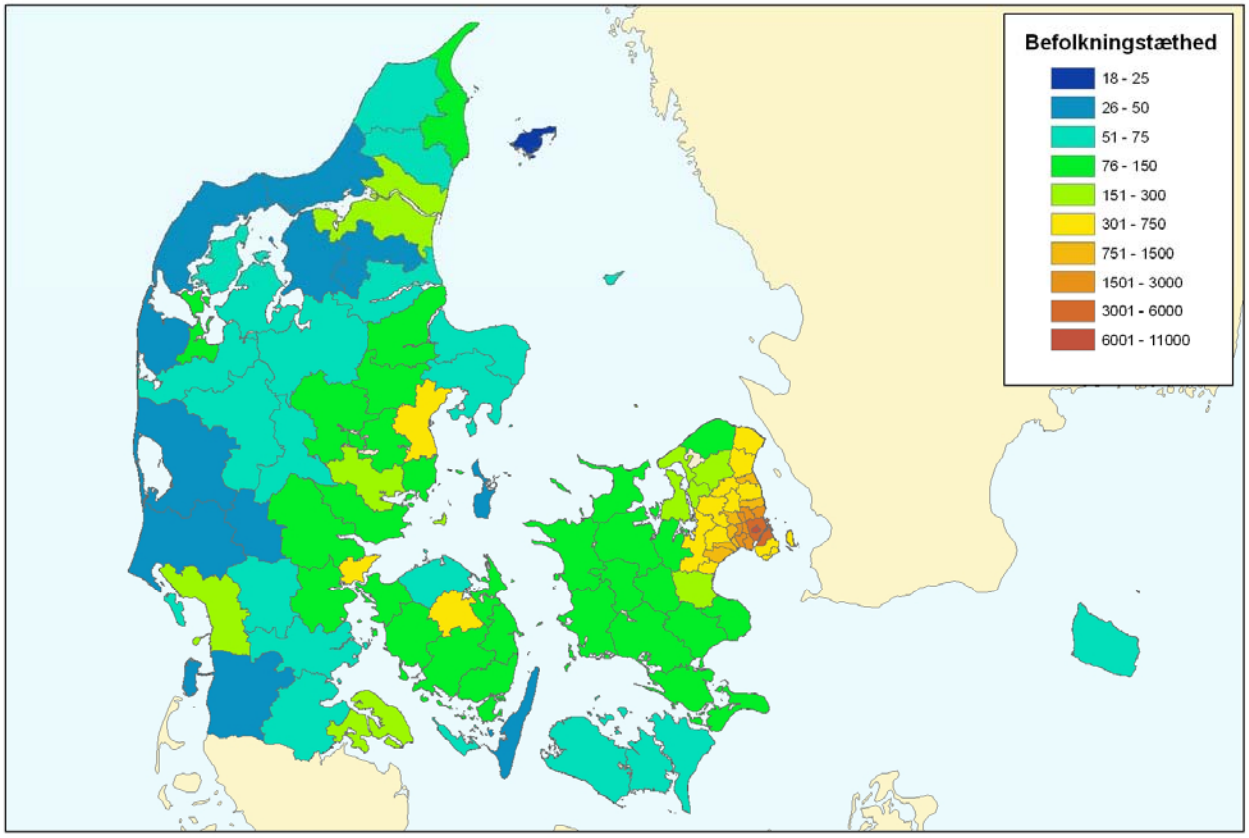


Figur 18. a: Beregnede gennemsnitsbelastninger med triazingruppens stoffer i 5 x 5km celler. c: beregnede gennemsnitsbelastninger med triazingruppens stoffer i grundvandet indenfor polymorfologiske landskabselementer (Der er ikke kompenseret for områder uden analyser jævnfør ”b”). b: Til sammenligning for figur c de tilsvarende beregnede gennemsnitsbelastninger i 5 x 5km celler.



Figur 19. a: Beregnede gennemsnitsbelastninger med phenoxysyregruppens stoffer i 5 x 5km celler. c: beregnede gennemsnitsbelastninger med phenoxysyregruppens stoffer i grundvandet indenfor de polymorfologiske Landskabselementer (Der er ikke kompenseret for områder uden analyser jævnfør ″b″). b: Til sammenligning med figur c tilsvarende beregnet gennemsnit i 5 x 5km celler.

Kortene (Figur 18c og Figur 19c), hvor arealfladerne er tildelt en værdi, er et forsøg på, gennem de aktuelt målte pesticider i grundvandet, at udtrykke en grad af belastning. Kortene udtrykker ikke tilstanden i de underliggende grundvandsmagasiner, men belastningen. Kortene udtrykker kun forsigtige ledetråde om de relative følsomheder, idet en håndfast sammenlignende vurdering forudsætter, at der er samme pesticidanvendelse i alle områder. De nærmere sammenhænge mellem korttemaerne for triazin- og phenoxysyregrupperne, og de øvrige korttemaer er ikke undersøgt.
Som tendenser viser kortene fx relativt stor belastning med phenoxysyregruppens stoffer i området omkring København, Køge Bugt og Stevns. Sammenholdes dette med kortet over befolkningstætheden (Figur 20) ses der et sammenfald med den store befolkningstæthed i københavnsområdet, men der er også sammenfald med udbredelsen af den polymorfologiske type: moræneflade over kalkflade (MK). Hvilken sammenhæng, der er mest betydende er ikke afklaret, men der antydes hermed en mulig metode til sammenkædning af kort over moniterede pesticidbelastninger og andre temaer.



Figur 20. Kort over befolkningstætheden i Danmark, januar 2008 (Data Fra Danmarks Statistik).

6.2.7 Analyser af korttemaer.

Til at sammenstille og sammenholde relevante korttemaer er Sjælland og øer anvendt som testområde, da der foreligger data til alle kort fra dette område. Områder, hvor der er fundet pesticider i forbindelse med den løbende boringsmonitering og boringskontrol, er sammenholdt med de udarbejdede korttemaer.
På korttemaerne er punktobservationer om morænelersaflejringernes egenskaber forsøgt opskaleret til et format, så det har været muligt at sammenholde kortene (Gravesen et al., 2001). De benyttede kort og de fremstillede korttemaer foreligger alle på digital form, men der er alene benyttet en visuel fremgangsmåde.

De sammenhænge, som kan ses mellem korttemaerne er ikke forklaringer i sig selv. Ingen temaer forklarer alle observationer, men nogle af dem antyder elementer i en forklaring på fordelingen af pesticidfølsomhed og belastning.:
Fordelingen af belastningen med phenoxysyregruppens stoffer, Figur 19, har et udbredelsesmønster, som minder om fordelingen af befolkningstætheden, Figur 20, idet nogle af de store byområder (København, Odense og Århus) træder frem. Også den polymorfologiske landskabstype (MK), som dominerer i Københavnsområdet, angives som noget belastet. Hertil er den største belastning med phenoxysyregruppens stoffer indenfor lerjordsområder, til dels med tynde lerdækker, Figur 11, og overfladenære kvartære magasiner.
Fordelingen af belastningen med triazingruppens stoffer, Figur 18, er særligt udpræget i proximale hedesletteområder, hvor der er overfladenære magasiner, og hvor der er tynde lerdækker. Også byerne (befolkningstætheden) kan tolkes ind i fordelingen. Fordelingen af belastningen indenfor de polymorfologiske landskabstyper kan ikke umiddelbart forklares.

6.3 Hydrauliske forhold

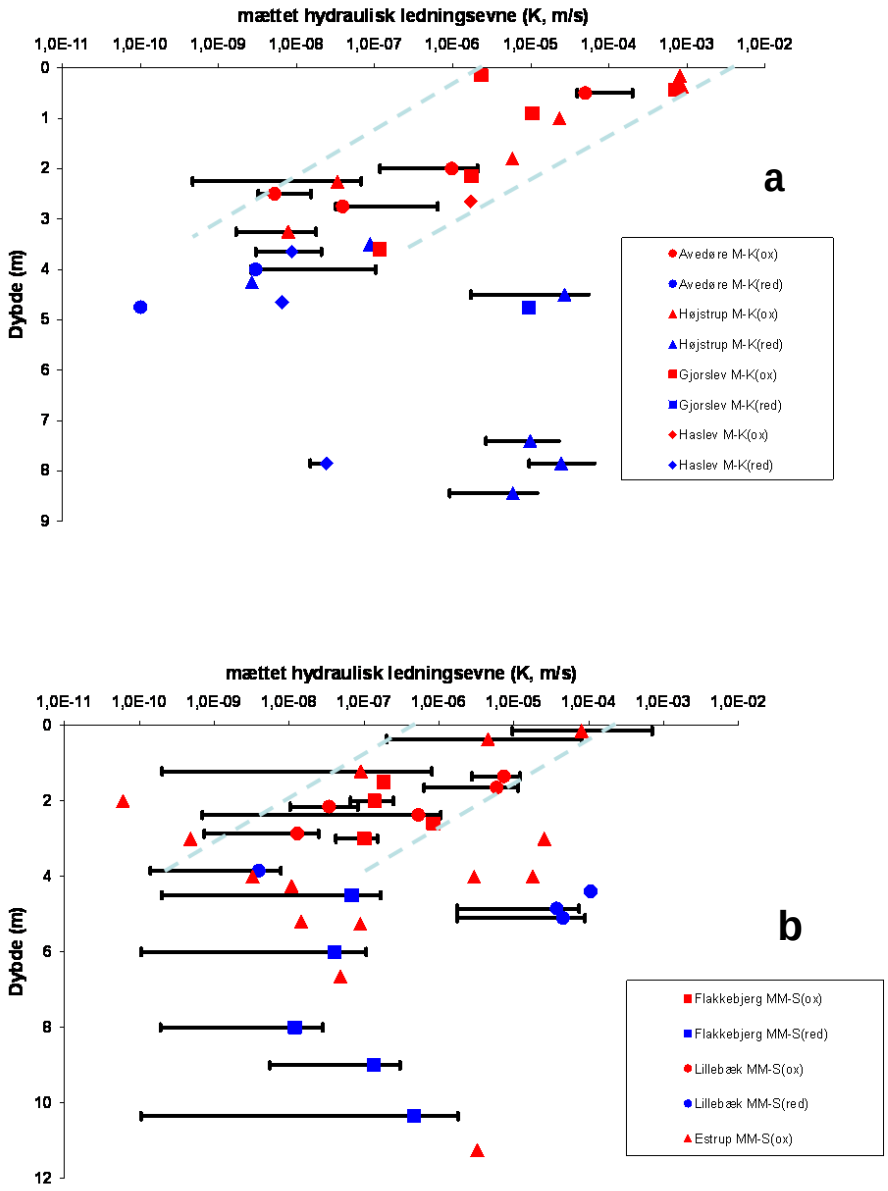
Den vigtigste parameter til beregning af grundvandsstrømning, flux og transport til grundvandsmagasinerne er den hydrauliske ledningsevne. Denne værdi foreligger imidlertid kun i meget begrænset omfang for lerlag mellem bunden af rodzonen og grundvandsmagasinerne, idet den er vanskelig at skaffe og er behæftet med skalaafhængig usikkerhed.

6.3.1 Hydrauliske parametre under rodzonen

Den mættede hydrauliske ledningsevne, K_{sat}, varierer med dybden, og denne variation er relateret til de regionale landskabselementer. Alle tilgængelige hydrauliske datatyper er i videst mulig omfang inddraget i sammenstillingen. Det drejer sig om slug test, lysimeter/infiltrometer, plot- og prøvepumpningsforsøg på de forskellige lokaliteter (Figur 21). Der er ikke sondret mellem resultaterne af de forskellige testmetoder, da datamaterialet er for lille til at disse forskelle kan udnyttes i en statistisk bearbejdning. Sammenstillingen tager således ikke højde for skalaeffekterne ved sammenblanding af de hydrauliske værdier bestemt med forskellige test metoder. De hydrauliske data stammer fra seks forskellige polymorfologiske landskabsformer, Figur 21, som viser:

- At der er et generelt fald i K_{sat} på 2-4 størrelsesordener ned gennem den oxiderede zone mod redoxgrænsen, mens der ikke er fundet nogen systematik under redoxgrænsen. I den reducerede zone varierer K_{sat} -værdierne 5-6 størrelsesordener.
- At de individuelle landskabselementer ikke kan karakteriseres med specifikke K_{sat},-intervaller på dette spinkle grundlag.

Samlet varierer K_{sat} 7-8 størrelsesordener fra 10^{-11}–10^{-3} m/s. Redoxgrænsen vil normalt ligge i 3-5m's dybde. Under redoxgrænsen varierer K_{sat} usystematisk og mange størrelsesordener, mens der over redoxgrænsen er en tendens til, at K_{sat} aftager fra terræn og ned mod redoxgrænsen.
Data for "M(M)-S" (3 lokaliteter) og "M-K" (4 lokaliteter), hvor der er bedst datadækning, viser et fald i den hydrauliske ledningsevne ned gennem den oxiderede zone mod redoxgrænsen i 3-4m's dybde. Faldet i K_{sat} udgør 2-4 størrelsesordener. Under redoxgrænsen varierer K_{sat} usystematisk med dybden i et interval fra 10^{-10}–10^{-5} m/s (Figur 21).



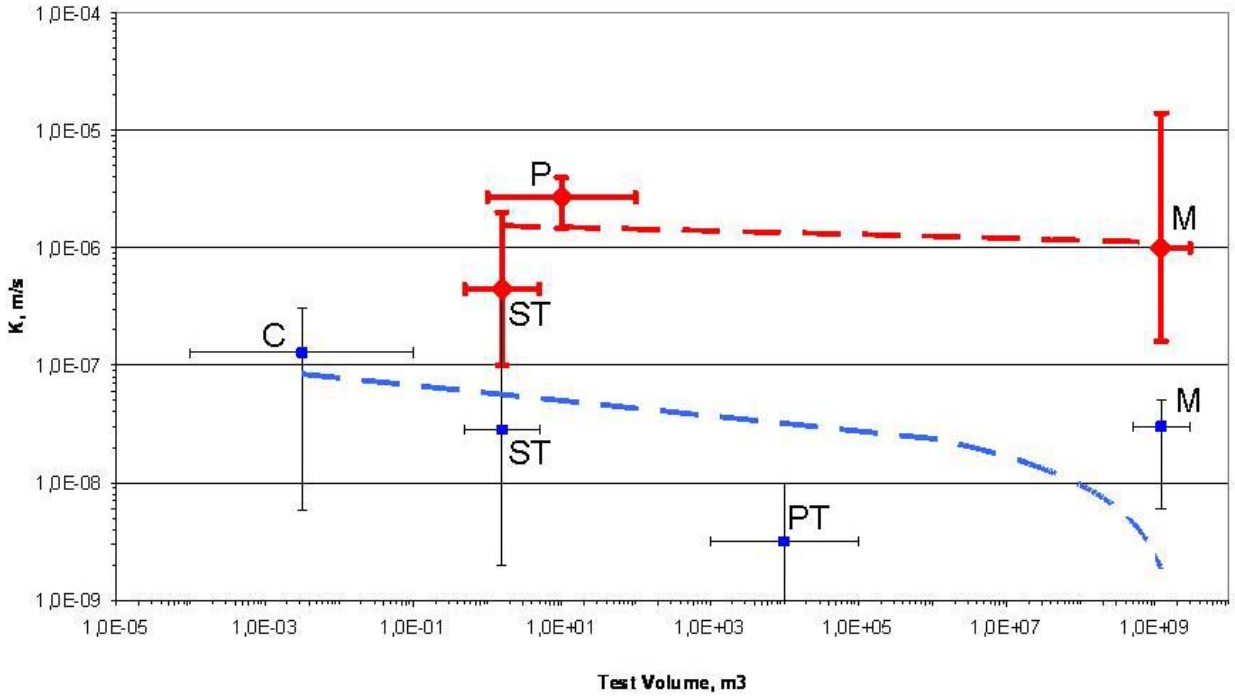
Figur 21. Variationen af mættet hydraulisk ledningsevne mod dybde for polymorfologiske landskabsformer. Se forklaring i Figur 12, med tilhørende tekst. (a) én eller flere moræneflader på sand (M(M)-S), og (b) moræneflade på kalk (M-K). K værdierne er så vidt muligt angivet ved minimum, maksimum og middelværdier. Tre af landskabselementerne (M-D, D-M og M-R) er kun repræsenteret ved data fra en til to lokaliteter.

6.3.2 Dybderelationer og skalaeffekter af mættet hydraulisk ledningsevne

Fastsættelse af parameterværdier til numeriske modeller ud fra feltdata kompliceres af, at punktobservationer ikke nødvendigvis repræsenterer effektive hydrauliske parametre på den skala, som beregningsceller i den numeriske model opererer på. Der findes ikke i dag nogen opskaleringsrutine, som kan benyttes generelt.

Mættet hydraulisk ledningsevne er blevet bestemt ved en række metoder, der repræsenterer meget forskellige rumlige skalaer fra småskala laboratorieforsøg i uforstyrrede søjler eller kerner over lysimeter / infiltrometer forsøg i intermediær skala til feltskala markforsøg. Laboratorieskalaen omfatter hydrauliske tests udført med søjler/kerner fra helt små kerneprøver mindre end 0,1 dm^3 i testvolumen til de store uforstyrrede kerner (LUC) med et testvolumen på ca. 100 dm^3, svarende til en spredning over mindst 4 logaritmiske testvolumener. Feltskalaen omfatter hydrauliske tests med en endnu større spredning af rumlige skalaer, svarende til en variation på 8-10 logaritmiske testvolumener. I den lave ende af feltskalaen optræder slug test metoden, der i sprækket moræneler anslås at repræsentere test volumener i størrelsesordenen <1m^3 til få m^3. Mellemskalaen udgøres af lysimeter og infiltrometerforsøg (jf. feltforsøg i Ringe, Avedøre, Havdrup og Flakkebjerg). Lysimeter / infiltrometer kategorien repræsenterer således i denne sammenstilling en skala på ca. 1 – 100m^3. Plot forsøg er nedsivningsforsøg udført fra jordoverfladen (med/uden A horisont) med et typisk nedsivningsareal på 2-50m^2 svarende til et volumen på ca. 10^2-10^3m^3. Endelig repræsenterer prøvepumpningsteknik den øvre ende af hvad der her benævnes feltskala metoder. Prøvepumpnings forsøg fra underliggende grundvandsmagasin med samtidig monitering af trykændringer i grundvandsmagasinet og i flere niveauer i det overliggende morænedække er kun udført på få lokaliteter i Danmark (Flakkebjerg, Højstrup og Avedøre). Prøvepumpninger repræsenterer arealmæssigt det, der kommer tættest på markskala (dvs. 0,5-5ha) svarende til et volumen på i størrelsesordenen 10^3-10^5m^3. Undersøgelser af drænvandsoplande (subcatchments) dækker markstørrelse eller et lidt større areal svarende til et volumen på 10^4-10^5m^3 (prøvepumpningsskalaen).

Figur 22 sammenstiller hydrauliske ledningsevner bestemt ved forskellige metoder: laboratoriekerner (inkl. LUC), slug test, nedsivningsforsøg (plotforsøg), prøvepumpningsforsøg og kalibrerede værdier af K_{sat} fra numeriske modeller for Vårby Å delopland. Alle data stammer fra eller nær samme feltlokalitet (Flakkebjerg forsøgsstation). Data repræsenterer henholdsvis den oxiderede (indtil ca. 4 m's dybde) og reducerede zone (dybere end ca. 4 m) af moræneler i Flakkebjerg. I Figur 22 er lagt to tendenslinier ind, én gældende for den oxiderede zone (rød) og én for den reducerede zone (blå).



Figur 22. Den mættede hydrauliske ledningsevnes skalaafhængighed af test volumen i henholdsvis oxideret (rød) og reduceret (blå) moræneler i Flakkebjerg. C: laboratoriesøjle (Large Undisturbed Column); ST: slug test; P: nedsivningsforsøg (plot); PT: prøvepumpning; M: numerisk modellering.

Det overordnede fald i hydraulisk ledningsevne ned gennem den oxiderede zone mod redoxgrænsen på 2-4 størrelsesordener afløses under redoxgrænsen af en usystematisk variation på 5-6 størrelsesordener.
Kun for de polymorfologiske landskabsformer M(M)-S og M-K kan der angives kvalificerede middelværdier og max-min interval.

Landskabsformerne M(M)-S og M-K dækker tilsammen kun en fjerdedel af den Sjællandske øgruppes areal. Der er således et stort behov for distribuerede hydrauliske data, så flere af polymorfologiske landskabsformer bliver omfattet af lokalitets-specifikke opmålinger.

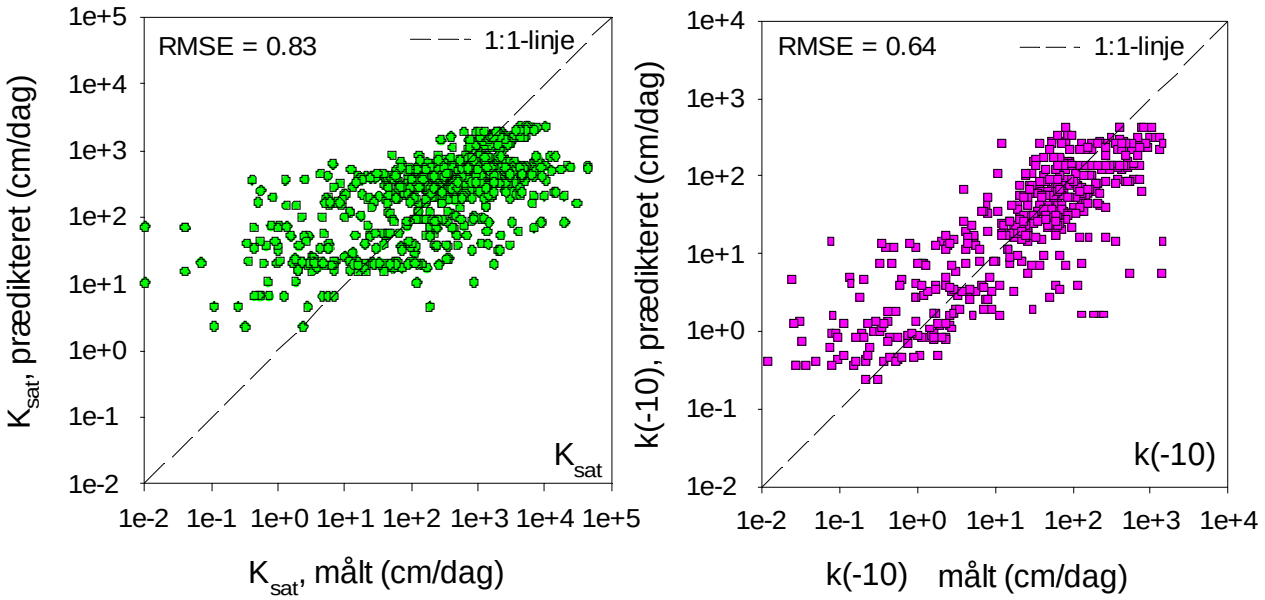
Sammenstillingen af de forskellige skala-repræsentative datatyper fra Flakkebjerg lokaliteten viser, at K_{sat} i oxideret zone ikke er væsentligt afhængig af testvoluminets størrelse. Til gengæld kan det ikke udelukkes, at samme testmetoder, udført i den reducerede zone, vil give hydrauliske ledningsevneværdier, der falder med et stigende testvolumen. Det har ikke været muligt at lave en lignende sammenstilling fra andre danske feltlokaliteter til efterprøvning af denne tendens. De data, som er til rådighed, tyder altså på, at K_{sat} målt i den oxiderede zone er mindre testskalaafhængige end tilsvarende i den reducerede zone.

De hydrauliske forhold i moræneler/ler aflejringer er uddybet i bilag 7, hvor der også er en litteraturliste om emnet.

6.3.3 Hydrauliske egenskaber ved neurale metoder

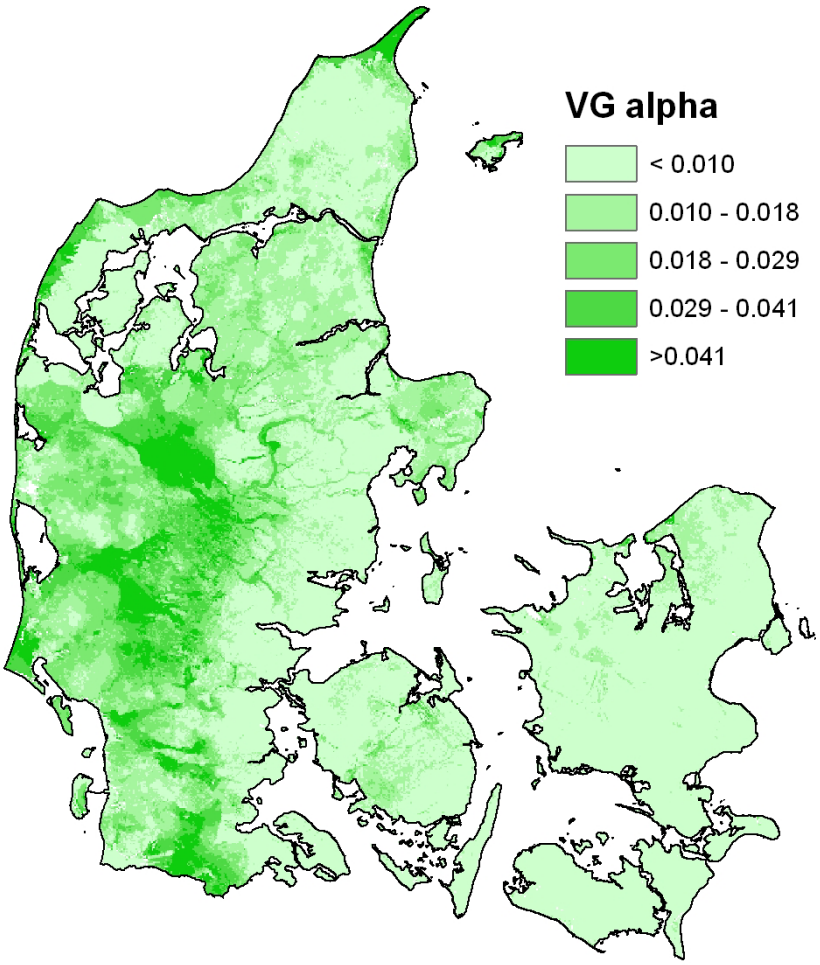
Der er udviklet pedotransferfunktioner (PTF) til brug for at forudsige de hydrauliske parametre for danske jordtyper. Hertil er der blevet anvendt en neural netværksmetode kombineret med en "bootstrapping-teknik". Ved disse teknikker finder man en sammenhæng mellem målte hydrauliske egenskaber og forskellige kombinationer af tekstur, humus, volumenvægt, dybde, samt forskellige geotekniske parametre. Fordelen ved at anvende en neural netværksmetode frem for multivariat statistik er, at den er uafhængig af om der fx er en lineær, eksponentielt eller en helt tredje sammenhæng mellem data (Bilag 6). Det neurale netværk er her blevet brugt til at forudsige den mættede hydrauliske ledningsevne (K_{sat}), den umættede hydrauliske ledningsevne ved et vandpotentiale på –10 cm vandsøjle ($k_{(-10)}$), samt to parametre, der beskriver vandretionskurvens forløb indenfor rodzonen.

Den pedotransfer funktion, der forudsiger de hydrauliske parametre, som ligger til grund for den landsomfattende jordklassificering, bygger på jordens fordeling af de fire teksturklasser (incl. humus), dybde, samt jordens volumenvægt (Figur 23). De udviklede PTFer er i stand til at beregne $k_{(-10)}$ med ret god nøjagtighed. Beregningen af K_{sat} er usikker fordi målingen varierer meget, selv indenfor samme jordprofil.



Figur 23. Sammenligning mellem målte og beregnede værdier af Ksat og $k_{(-10)}$. De beregnede værdier af $k_{(-10)}$ svarer bedre til målingerne end tilsvarende for Ksat.

Parametrene n og α (van Genuchten, 1980), der beskriver vandretentionskurvens form, er ligeledes blevet bestemt ved hjælp af de neurale netværk. n beskriver retentionkurvens stejlhed dvs. hastigheden hvorved en jord bliver afdrænet ved et fald i vandpotentialet. En sandet jord med relativt mange grove porer vil have en høj værdi af n. α, der er den reciprokke værdi af luftindtrængningsværdien. Den er et udtryk for ved hvilket matrixpotentiale, der opstår en kontinuert luftfase i jorden, dvs. hvornår jorden for alvor begynder at afdræne. Der er blevet brugt en PTF baseret på neurale netværk (Børgesen et al., 2008) til beregning af n og α (Figur 24). Alle disse værdier, som er beregnet ved neural netværksteknik, er vigtige inputparametre til simuleringen af udvaskning.



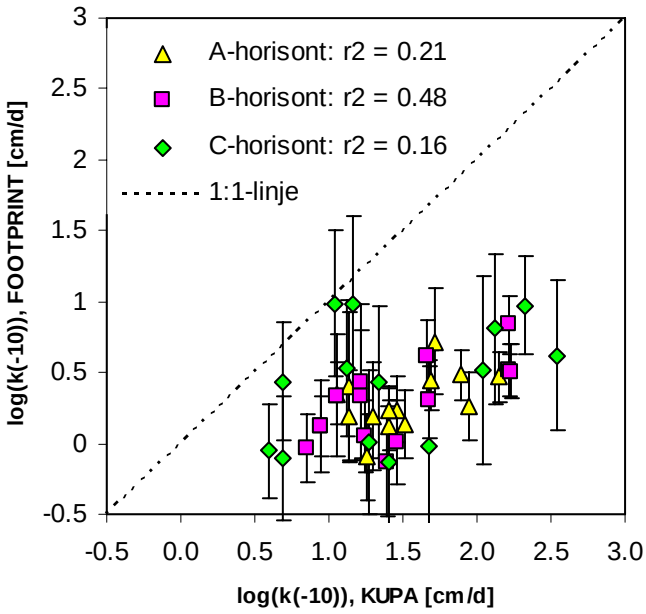
Figur 24. Den beregnede alpha vædi (VG-alpha) i B-horisonten. De laveste værdier findes i de mest lerede områder, hvilket afspejler, at disse jorde har en høj vandholdende evne. Der er ikke beregnet for Bornholm.

.

6.3.4 Anvendelsen af hydrauliske data

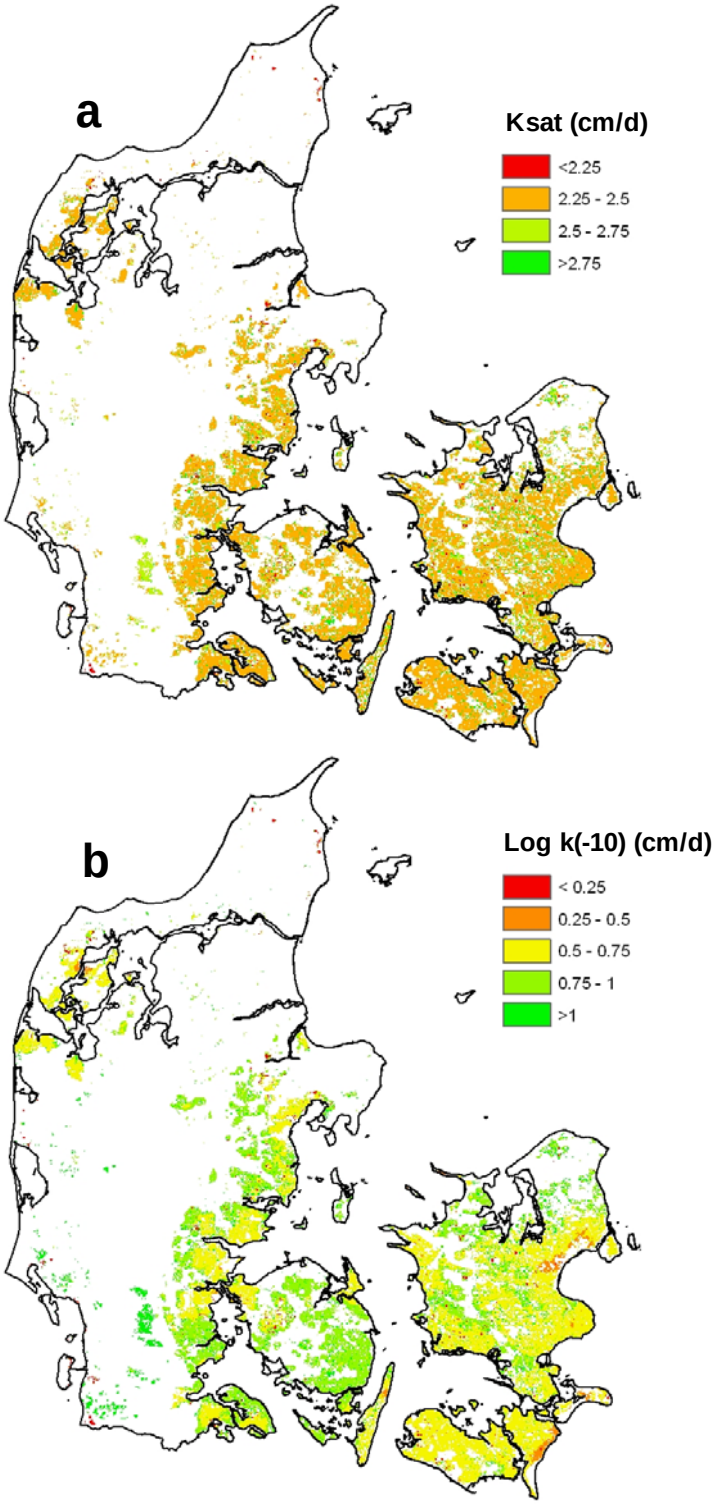
De MACRO-simuleringer, som FOOTPRINT projektet foretager, er baseret på hydrauliske værdier, som er udledt ved PTF (pedotransferfunktioner), er baserede på europæiske frem for specifikt danske jordtyper. En sammenligning mellem hydrauliske $k_{(-10)}$-værdier (KUPA's danske data og FOOTPRINT's europæiske data) viser en forskel på en halv til en hel størrelsesorden (Figur 25).

Den store variation i de værdier, som KUPA-projektet beregner indenfor de enkelte FOOTPRINT jordtyper, skyldes antagelig, at det er FOOTPRINT projektets relativt grove inddelinger i teksturklasser samt grove nuancering af indholdet af organisk stof, der anvendes. Yderligere beregnes mættet hydraulisk ledningsevne (K_{sat}) i FOOTPRINT værktøjet ved hjælp af pedotransferfunktioner, som er udviklede i projektet. Derimod er den rumligt fordelte K_{sat}, baseret på feltmålinger, som så er brugt til at beregne den nærmættede hydrauliske ledningsevne. Derfor er de absolutte værdier for Ksat, som er bestemt på forskellig måde, som det fremgår ikke direkte sammenlignelige.



Figur 25. Plot af $k_{(-10)}$ (log-værdier) beregnet i henholdsvis FOOTPRINT og KUPA inden for de 14 mest udbredte FOOTPRINT jordtyper (Bilag 3). KUPA-projektets prædiktioner er middelværdien af $\log(k_{(-10)})$ indenfor hver af de 14 FOOTPRINT jordtypers udbredelsesområder. Fejlinjerne viser ±1 standardafvigelse.

$\text{Log}(k_{(-10)})$ og $\log(K_{sat})$ varierer betydeligt indenfor J64, som er den mest udbredt FOOTPRINT jordtype i Danmark (Bilag 3). $\text{Log}(k_{(-10)})$ har lave værdier, hvor lerindholdet er højt og *vice versa* (Figur 26 og Figur 14), mens $\text{Log}(K_{sat})$ varierer relativt mindre, idet de lave værdier dog også her findes indenfor de mest lerede områder. Disse differentierede parameterværdier indenfor den samme FOOTPRINT jordtype skyldes som nævnt den relative grove inddeling af teksturklasser, som benyttes i FOOTPRINT sammenlignet med den, KUPA-projektet anvender ved beregning med neurale netværk.



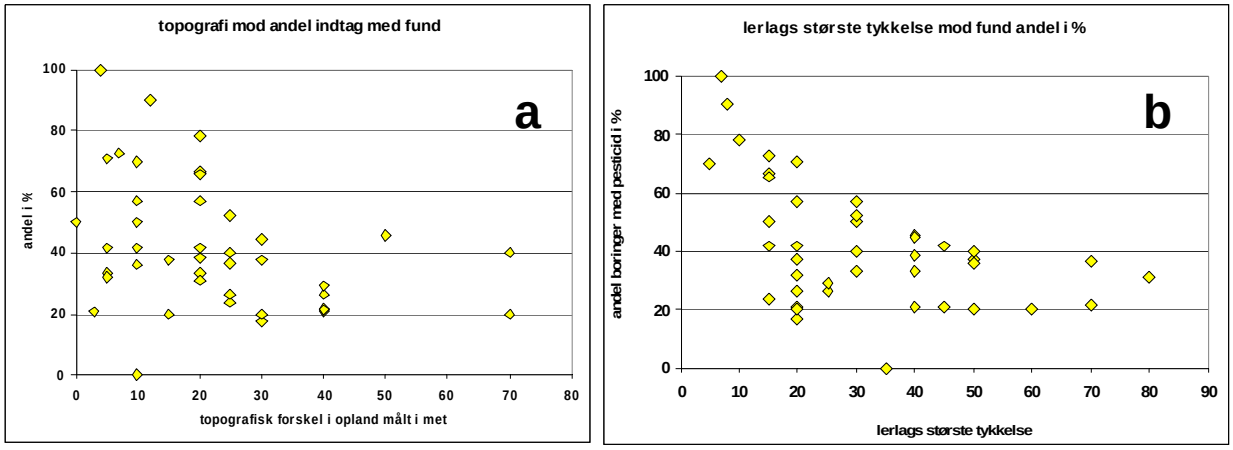
Figur 26. Variationen af log(K_{sat}) og log ($k_{(-10)}$) indenfor A+B+C-horisonten i den FOOTPRINT jordtype, som er mest udbredt i Danmark: J 64. Der er ikke beregnet for Bornholm.

6.4 *Pesticiddata fra overvågningsprogrammet*

Der er gennemført en vurdering af de pesticidanalyser, som er indsamlet i forbindelse med grundvandsovervågningen (GRUMO, 1990-2007), driftsperiode fra 1990 til 2007, hvor de seneste data er indrapporteret (se også bilag 8).
De 75 GRUMO-oplande, som i sin tid blev placeret, så de skulle være repræsentative for dansk grundvand og geologi, består af 30 sand- og 43 lerjordsoplande (samt 2 kalkbundsoplande). Oplandene er beskrevet mht. en række parametre så som magasintyper og den omtrentlige topografiske højdeforskel indenfor oplandene.

For hvert opland er pesticidbelastningen af grundvandet beregnet som gennemsnitskoncentrationen af alle målte pesticider og metabolitter. Der er foretaget en normalisering, som kompenserer for forskelle i antal analyser og boringer indenfor de enkelte GRUMO-områder. I denne beregning er pesticidbelastningen lidt større og meget mere variabel i de lerede oplande end i de sandede, hvilket uddybes i diskussionen. Se også forklaringen om databehandlingen, Afsnit 6.2.6, side 34.

Af den videre eftersøgning efter sammenhænge indenfor de lerede GRUMO oplande kan der udledes nogle tendenser. Der er således forholdsvis færre pesticidfund i overvågningsoplande med stor end med ringe topografisk forskel (Figur 27a) og i oplande med tykt frem for tyndt lerdække indenfor oplandet (Figur 27b). De analoge tendenser for koncentrationen af pesticider er mindre tydelige.



Figur 27. a: Den topografiske forskel i de lerede overvågningsoplande mod andelen af indtag med fund. b, Den største lerlagstykkelse i det enkelte opland mod den andel af boringerne, hvor der er fundet pesticider eller metabolitter.

7 Analyse og diskussion

Ved mulighed for at zonere forstås det om det kan lade sig gøre, at tilvejebringe den fornødne viden til at zonere. Denne viden omfatter en afklaring af, hvilke parametre og redskaber der skal til, for at der kan laves en kortlægning af særligt pesticidfølsomme arealer. ”Særligt pesticidfølsomme” arealer forstås som arealer, der er mere følsomme overfor udvaskning af pesticider end de lerjordslokaliteter, som indgår i Varslingssystemet for Pesticider. De øvrige arealer er beskyttede via MST godkendelsesordning for pesticider (Barlebo et al., 2007).

Det har metodemæssigt været nødvendigt at dele undersøgelserne vedrørrende udvaskning op i en komponent, der omfatter intervallet fra overfladen til bunden af rodzonen, og en anden komponent der dækker fra bunden af rodzonen til toppen af grundvandsmagasinerne.

I et metodestudie på lerjorde er det blevet vurderet, at det ville være muligt at etablere det nødvendige datagrundlag, så der kan etableres en fremgangsmåde for identifikation af særligt pesticidfølsomme lerjordsarealer (Ernstsen, red. 2004). Dette var naturligvis under forudsætning af, at der var den fornødne ressource til rådighed til at indsamle data og opstille relevante modeller.

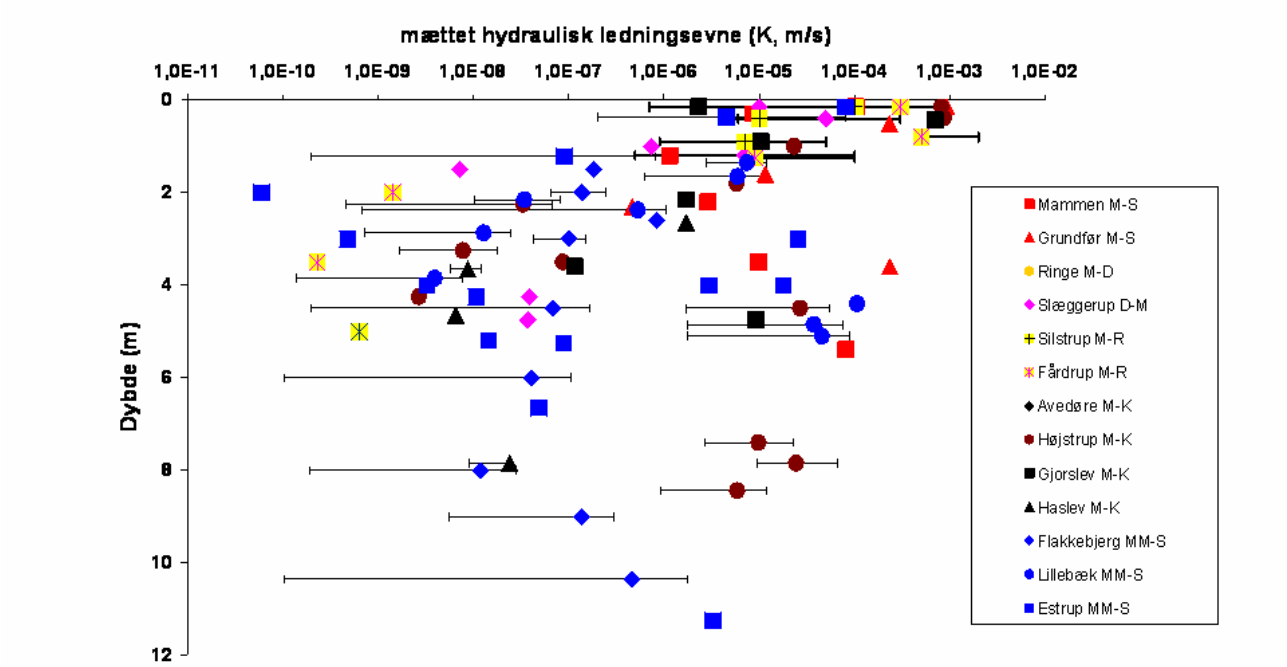
Det er som udgangspunkt muligt at karakterisere følsomheden overfor udvaskning af pesticider ved simulering for hvilket som helst areal, hvis blot de relevante data er til rådighed for arealet. Indenfor alle sådanne arealer er det yderligere muligt at differentiere følsomheden i forhold til parametrenes kendte variabilitet, og hvis variabiliteten ikke er tilfældigt fordelt, kan følsomheden indenfor arealet underinddeles/gradueres. Hvis disse resultater verificerres vil det således være muligt at zonere direkte på grundlag af simuleringer.
Bestræbelserne går på at nå frem til dette resultat på en enklere måde, uden at der nødvendigvis er fuld datadækning geografisk og for alle parametre.

Udvaskning af pesticider sker i balance mellem transport, binding og nedbrydning. Binding og nedbrydning foregår især indenfor den øverste meter af jordprofilet, hvor der er humus tilstede, hvortil stofferne kan bindes, og som udgør livsgrundlaget for de nedbrydende bakterier. Mellem rodzonen og grundvandsmagasinerne vil nogle stoffer især kunne bindes til lermineraler, hvis de kommer ud i lermatrix.

De simulerede udvaskninger omfatter udvaskningen fra overfladen til bunden af rodzonen (fra den bioaktive zone), idet det pesticid, som udvaskes hertil en kildestyrke for den videre transport, som potentielt vil kunne nå grundvandet. Transporten fra rodzonen til grundvandet (det øverste grundvandsmagasin) indebærer en forsinkelse af gennemslaget af en udvaskningsbegivenhed til grundvandsmagasinet. Forsinkelsen skyldes transportvejen og -tiden, hvorunder udvaskningsbegivenhedernes pulser udjævnes på grund af diffusion, dispersion, binding til ler-matrix og perkolation mellem matrix og makroporer.

7.1 Diskussion af forholdene fra overfladen til bunden af rodzonen

Flere geologiske, hydrogeologiske og grundvandskemiske data og metoder har været anvendt i et forsøg på at sammenkæde pesticidudvaskningen (såvel den simulerede som den der er målt i grundvandsovervågningsoplandene) med andre parametre og temaer.

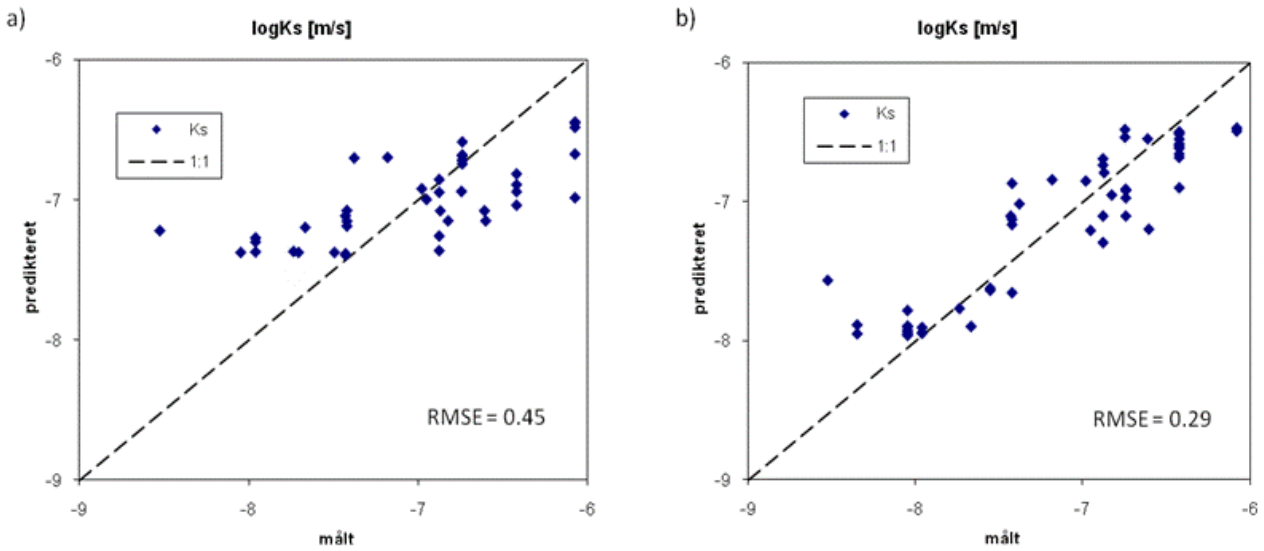


Figur 28. Målinger af mættet hydrauslisk ledningsevne (K_{sat}), som foreligger for dybder under rodzonen. Værdierne er bestemt ved forskellige laboratorie- og feltforsøg og er så vidt muligt angivet med minimum, maksimum og middelværdier. Tre af landskabselementerne (M-D, D-M og M-R) er kun repræsenteret ved data fra en eller to lokaliteter. Der ses en overordnet relation mellem hydraulisk ledningsevne og dybde ned til redoxgrænsen (omkring 4m under terræn) (se også Bilag 7).

Der er etableret er datasæt for de hydrauliske egenskaber i intervallet mellem terræn og grundvandsmagasinerne. De sparsomme hydrauliske data, som er til rådighed (Figur 28), er korreleret til andre datatyper i en forudsigelsesrelation for K_{sat}. Der er benyttet en neural netværksmetode til forudsigelse af K_{sat}.

Der er fundet en vis korrelation mellem hydrauliske ledningsevneværdier, tekstur og geotekniske data i dybdeintervallet ned til redoxgrænsen (omkring 4 mut i Flakkebjerg, Figur 29) (Malinowski og Klint 1997, Klint og Gravesen 1999, Harrar et al. 2007). Den bedste forudsigelse fås med teksturdata (ler+silt, finsand og mellem sand), mens en knapt så god forudsigelse er opnået med geotekniske data (vingestyrker). Disse resultater er spinkle, bl.a. på grund af et meget lille antal data og forskelle på de voluminer, som data repræsenterer. Med henblik på fremtidige undersøgelser tyder resultatet imidlertid på, at der vil kunne etableres et bedre, mere repræsentativt og brugbart datasæt af hydrauliske parametre ad denne vej.

Dybdevariationen i de hydrauliske data viser en tendens til faldende værdier ned til redoxgrænsen. Dybdevariationen af de eksisterende hydrauliske data under redoxgrænsen (Figur 28) viser derimod ikke systematisk ændring i hydraulisk ledningsevne. Resultaterne tyder derfor ikke på, at de hydrauliske egenskaber under redoxdybden kan karakteriseres ud fra generelle tendenser.



Ksat (mættet hydraulisk ledningsevne) forudsagt ved korrelation af rumvægt, vingestyrke, tør rumvægt og porøsitet.

Ksat forudagt ved korrelation af ler+silt, Finsand og mellemsand.

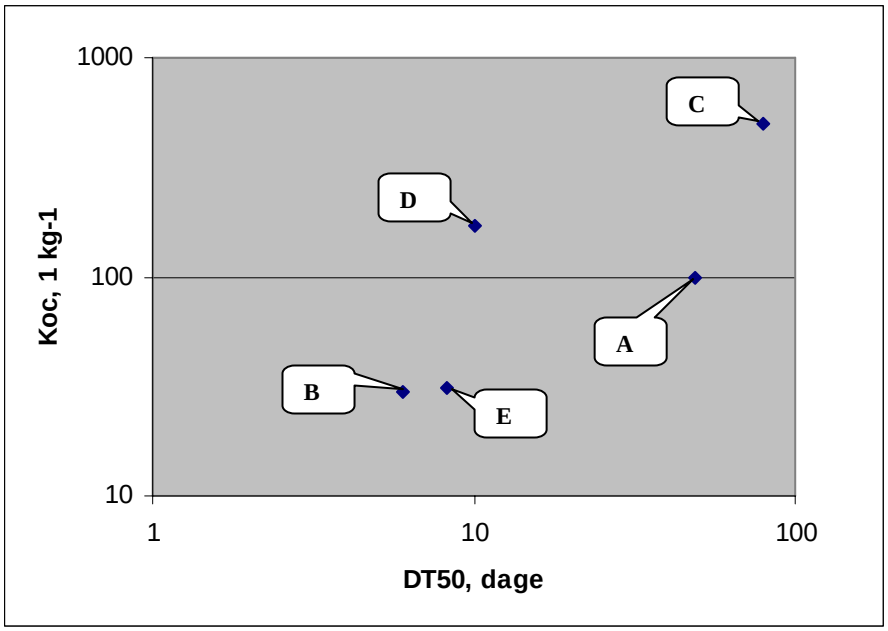
Figur 29. Sammenhæng mellem mættet hydraulisk ledningsevne (K_{sat}) fra "slug tests", geotekniske data (a) og tekstur data (b) mellem terræn og redoxgrænsen i godt 4m's dybde i Flakkebjerg. Den bedste korrelation (b) giver en forholdsvis god forudsigelsesrelation. Den ringere forudsigelse af K_{sat} på grundlag af geotekniske data skyldes muligvis bl.a. det beskedne antal data i denne undersøgelse.

Vurdering af følsomhed overfor udvaskning til bunden af rodzonen

For lerjorde er problemstillingen vedrørende og følsomheden overfor udvaskning af pesticid særegen ved, at en del af jordvæskens strømning foregår i makroporer (ormehuller, sprækker m.v.). Herved kan en del pesticid, især under kraftige nedbørshændelser, transporteres igennem den mest mikrobielt aktive zone ned til bunden af rodzonen/reducerende forhold. Netop derfor har projektet fokuseret på at simulere udvaskning af pesticider ved hjælp af den matematiske model MACRO (v.5.1), som er beregnet til at kunne håndtere lodret vand- og stoftransport i sprækker og jordmatrix.

Der er her simuleret udvaskning for 5 modelstoffer (A, B, C, D og E) med realistiske kombinationer af bindingsværdi og nedbrydningshastighed, som er hentet fra FOOTPRINT-projektet og Miljøstyrelsen. Simuleringerne er foretaget med stoffeegenskaber, der repræsenterer triazin- og phenoxysyre- og azolgrupperne (Figur 30 og Tabel 4). I simuleringen af udvaskning er der for hver modelpesticid anvendt nedbrydnings- og bindingsegenskaber for A-(0-30 cm), B-(30-60 cm) og C-(60-100 cm) horisonterne. Nedbrydningen i B- og C-horisonten er hhv. 2 og 3 gange lavere end i A-horisonten, og under 100 cm antages det, at der ingen nedbrydning finder sted (FOCUS anbefaling). Sorptionsegenskaberne er i MACRO modellen afhængige af indholdet af organisk materiale i hver horisont. I simuleringen er der benyttet udbringning på vinterhvede og forårsbyg.

Tendensen i udvaskningens afhængighed af strømningsegenskaberne i jorden er undersøgt. De hydrauliske egenskabers geografiske variation er beskrevet med udgangspunkt i A-horisonten og tillagt hele profilet ved covariation, Figur 14 og Nygaard et al. 2006a s 11. Dette er gjort for om muligt at pege på et redskab til at underinddele det meget store lerjordsområde (J64) efter følsomhed.



Figur 30. De benyttede pesticidegenskaber for de 5 modelstoffer fra FOOTPRINT projektet og Miljøstyrelsen, og jævnfør Barlebo et al. (2007). Stoffer med størst risiko for at blive udvasket nedbrydes langsomt (har høj DT50) og bindes kun svagt (har lav Koc). Se nærmere forklaring i forbindelse med Tabel 4

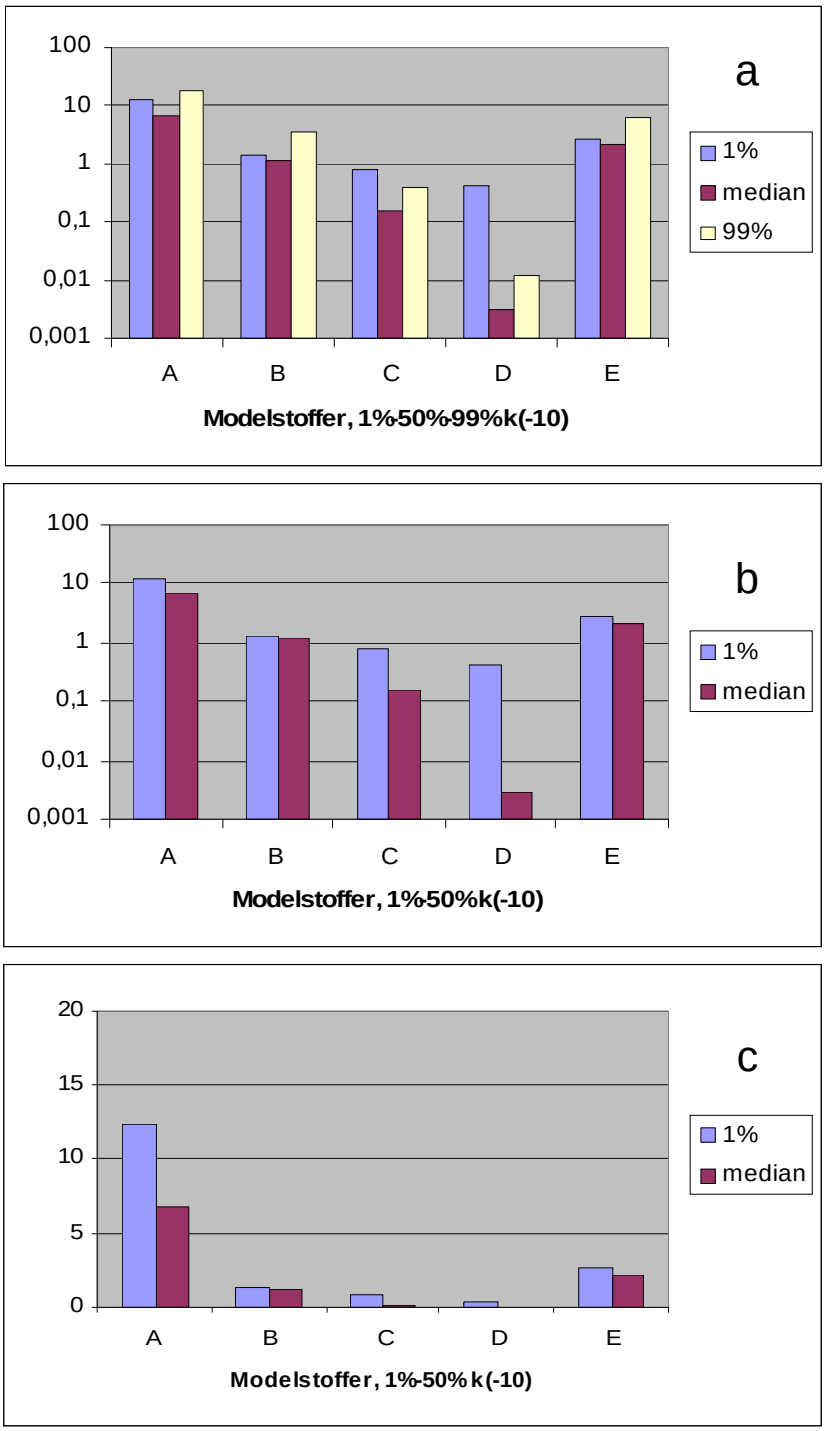
Som udgangspunkt vil perkolationen i lerede jorde med lav vandmætning foregå igennem matrix, hvor hastigheden er betinget af den relativt lave matrix ledningsevne. Hvis vandmætningen derimod er høj, vil en del af strømningen kunne foregå i de makroporer, som findes i lerede jordarter. Det vandmætningsniveau, hvor makroporeperkolationen indledes, varierer afhængig af jordenes hydrauliske egenskaber. Lerjordens hydrauliske ledningsevne, når jorden næsten er vandmættet $k_{(-10)}$ (den nærmættede hydrauliske ledningsevne) er her defineret som ledningsevnen ved et jordvandspotentiale på -1 kPa (-10cm vandsøjle) og er taget som tærskelværdien for, at der kan forekomme strømning i makroporer. Der vil således foregå strømning i makroporer, hvis jordvandspotentialet bliver højere, dvs. tættere på 0. Således vil en lav nærmættet hydraulisk ledningsevne i matrix betyde, at der er øget mulighed for perkolation i makroporerne, mens omvendt en høj nærmættet hydraulisk ledningsevne betyder, at perkolationen fortrinsvis foregår gennem matrix. $k_{(-10)}$ er almindeligvis forholdsvis større for lette lerjorde end for tunge, og er høj for sandjorde.

Tabel 6. Fordelingen af JB-klasser i areal-fraktion indenfor de 8 mest udbredte FOOTPRINT jordtyper, som indeholder et delareal med lerjord (J64, -58, -59, -38, -39, -16, -14 og -15)(se Bilag 3).

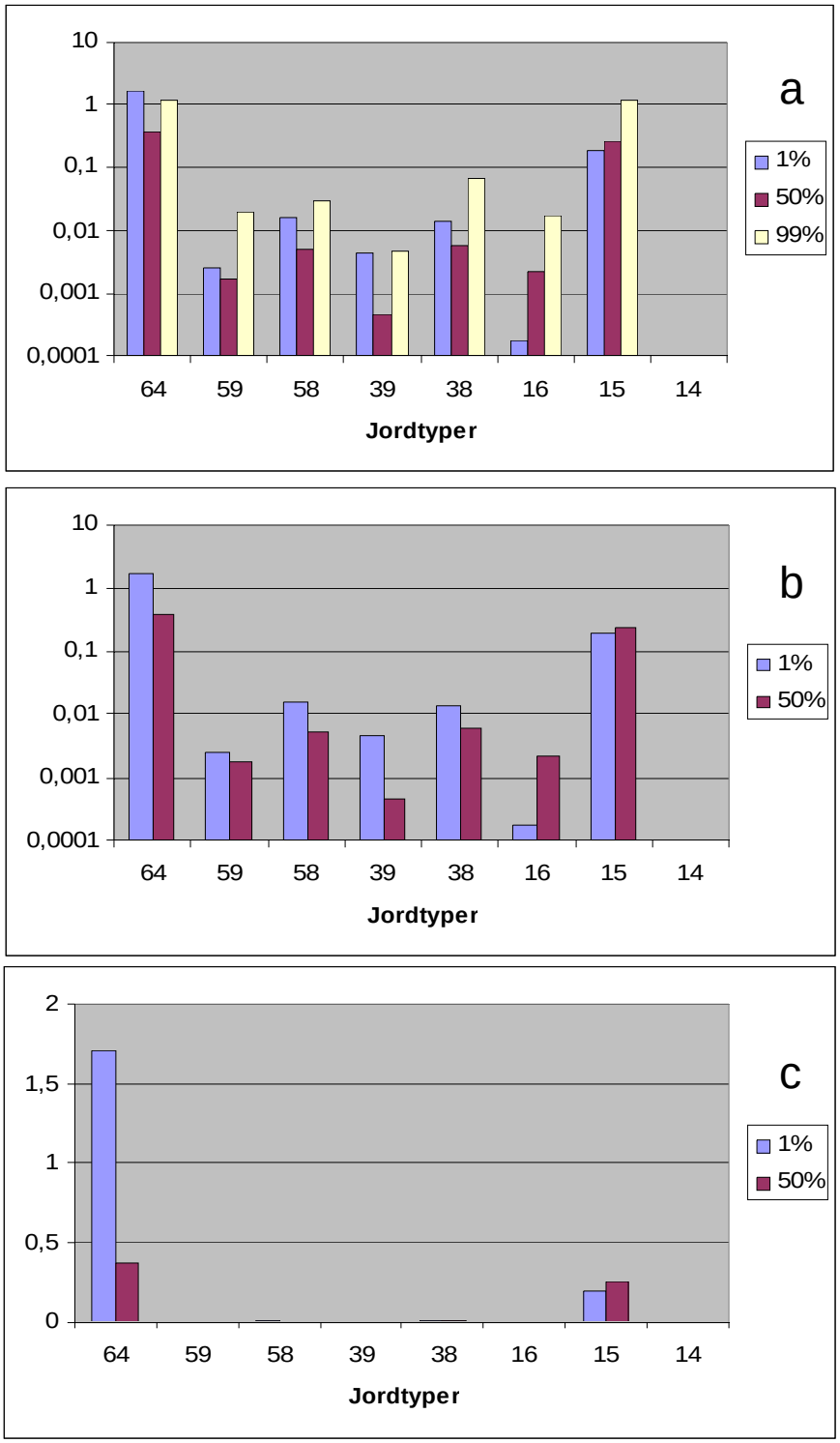
JBnr	Forklaring	J64	J58	J59	J38	J39	J16	J14	J15
1	Grovsandet jord	0,0019	0,0056	0,048	0,13	0,0073	0,089	0,11	0,016
2	Finsandet jord	0,0021	0,016	0,05	0,13	0,084	0,3	0,26	0,14
3	Grov lerblandet sandjord	0,017	0,19	0,12	0,11	0,05	0,091	0,077	0,2
4	Fin lerblandet sandjord	0,04	0,73	0,71	0,077	0,25	0,47	0,46	0,57
5	Grov sand-blandet lerjord	0,14	0,0097	0,012	0,10	0,07	0,011	0,0093	0,01
6	Fin sandblandet lerjord	0,67	0,038	0,058	0,29	0,28	0,024	0,024	0,025
7	Lerjord	0,12	0,0009	0,0021	0,037	0,03	0,0018	0,0036	0,0011
11	Humus	0,012	0,0066	0,0049	0,11	0,22	0,018	0,055	0,033

Tabel 7. Den simulerede udvaskning af de 5 modelstoffer indenfor J 64 afhængig af variationen i $K_{(-10)}$ (fraktilerne refererer til A-horisonten men antages at gælde hele profilet pga covariation, Nygaard et al. 2006a s 11).Sammenlign også Figur 14. Der er benyttet Kd beregnet fra K_{oc},, dvs. afhængig af indholdet af organisk materiale. Der er ikke benyttet pH-afhængig K_{oc}, idet den tilgængelige version af MACRO ikke kan håndtere dette.

↓ Pesticider	Simuleret udvaskning for jordtype 64 [µg l^{-1}]		
$K_{(-10)}$ percentil i A-horisonten →	1%	50%, Median	99%
A	12,3	6,78	19,37
B	1,38	1,2	3,49
C	0,76	0,16	0,39
D	0,42	0,003	0,012
E	2,69	2,19	6,35



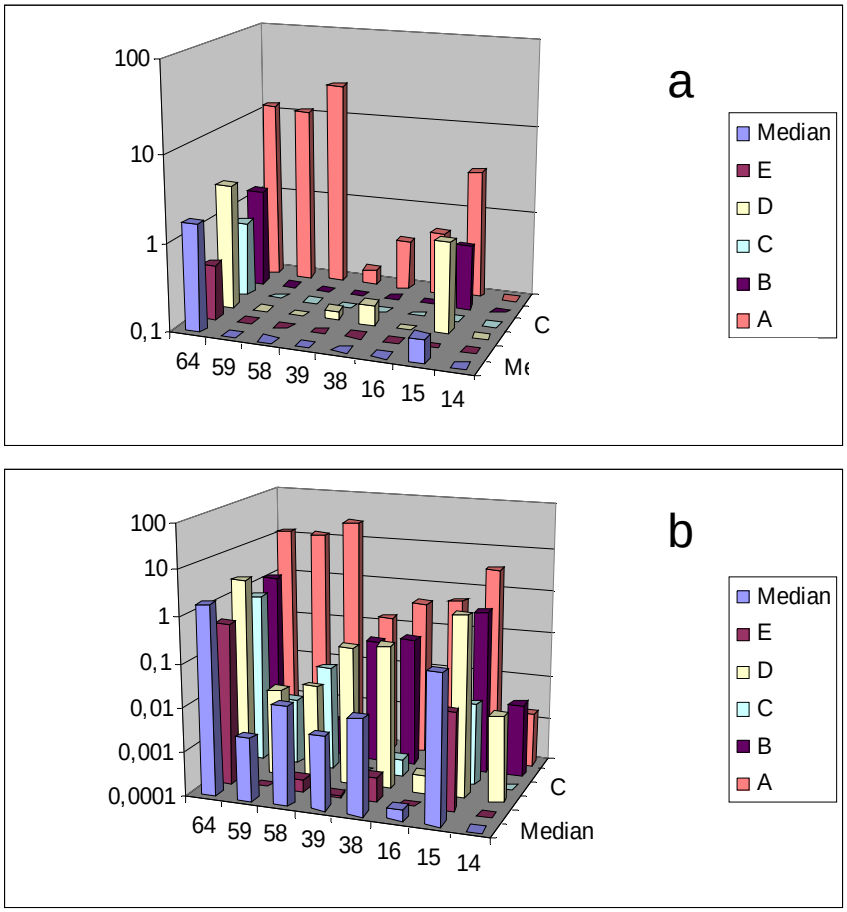
Figur 31 Simuleret stofafhængig udvaskning indenfor jordtype 64 i forhold til fraktiler af K_{-10}. I simuleringen indgår også lagmæssigt varierende Kd. Skala: relativ, både logaritmisk og lineær. 99 % fraktilen er udeladt i b og c for at fremhæve den formodede indflydelse af makroporer. Halveringstiderne fremgår af Tabel 4 og Figur 30.



Figur 32. Middel simuleret udvaskning for 5 modelstoffer på arealer med de 8 undersøgte jordtyper (lerdominerede: 64, 58 og 59, lerede sandjorde: 16, 14 og 15, samt overgangstilfældene 38 og 39). Skala: relativt, både logaritmisk og lineær. 99 % fraktilen er udeladt i b og c for at fremhæve den formodede indflydelse af makroporer. Halveringstiderne fremgår af Tabel 4 og Figur 30.

Indenfor arealet med J64 er der skaleret geografisk på grundlag af variationen i $k_{(-10)}$ i hele jordprofilet (A-, B- og C-horisonterne), dvs. den simulerede udvaskning af de 5 modelstoffers afhængighed af $k_{(-10)}$. J64 er

valgt som eksempel blandt de tre mest lerede FOOTPRINT-jordtyper, fordi der her samlet simuleres højest udvaskning (Figur 32). Det er af interesse at kunne differentiere inden for denne jordtype, som udgør 27,3% af Danmarks areal, efter følsomhed, for dermed at indsnævre det areal, som vurderes at være særligt følsomt. Fraktilerne i figuren repræsenterer graden af geografiske variation i $k_{(-10)}$ og er en følge af den teksturmæssige variation, Tabel 6.
Variationen i den simulerede udvaskning er en følge af variationen i bl.a. $k_{(-10)}$ indenfor FOOTPRINT jordtypen og dermed alle de JB-klasser, som er repræsenteret indenfor FOOTPRINT-jordtypen.
Udvaskningen ved 99% fraktilen for $k_{(-10)}$ tolkes at afspejle, at der er et indslag med matrixstrømning, som indgår i J64, og ingen makropore strømning. Udvaskningen ved 1% fraktilen for $k_{(-10)}$ tolkes at afspejle, at der lejlighedsvis foregår strømning i makroporer, når jorden er vandmættet, mens 50% fraktilen for $k_{(-10)}$ tolkes at afspejle en mellemsituation for lerjorden uden makroporestrømning og med intermediær hydraulisk ledningsevne i matrix. Af Tabel 7 og Figur 31 fremgår, at de simulerede udvaskninger for J64 er forholdsvis høje for lave $k_{(-10)}$, især for modelstof A. Figur 32 og Tabel 7 viser, at den samlede simulerede udvaskning for J64 er større end for de øvrige jordtyper.
Forskellene i $k_{(-10)}$ kan således bruges til at underinddele jordtypernes areal efter variationen i følsomhed overfor udvaskning.



Figur 33 a og b. Simuleret udvaskning af de 5 modelstoffer for hver af de 8 jordtyper (simuleret for 1% fraktilen af $K_{(-10)}$ baseret på A-horisonten med covarians til B- (og C-)horisonten (se Figur 14). Den mediane udvaskning af de 5 modelstoffer er også angivet for hver jordtype. Jordtype 64 fylder 27,3 % af det danske areal, mens jordtype 15 fylder 3,2%. Z-skalaen er relativ for gennemsnitsværdierne. Figur A og B fremhæver hhv. høje og lave værdier. Halveringstiderne fremgår af Tabel 4 og Figur 30.

Den samlede og midlede simulerede udvaskning (Figur 33) viser, at udvaskningen er varierende i de lerede jordtyper. Den største samlede udvaskning simuleres fra J64, mens mere varierende, men sommetider næsten lige så høje gennemsnitsudvaskninger, er simuleret for de mere sandprægede jordtyper (værdierne for J14 ligger under skalaen). Samlet simuleres der for disse lerede jordtyper større udvaskning til bunden af rodzonen under den mest lerede jordtype end under de mere sandholdige (Figur 33). Dette skal tages med forbehold for, at der tilstræbt er fokuseret på lerede jorde.

Den simulerede udvaskning er generelt højere ved 1 % fraktilen af $k_{(-10)}$ end ved 50% fraktilen (dog lavere end for 99 fraktilen) for J64. Denne forskel i simuleret udvaskning tillader muligvis en underinddeling af J64 efter simuleret følsomhed (ved varierende $k_{(-10)}$ og Kd). forudsat udvaskningsmønsteret af de undersøgte modelstoffer er repræsentativt for mange pesticider. I det tidligere KUPA-Sand projekt, blev det (på grundlag af K og Kd) vist for jordtyper med op til 10% lerindhold, at jordarternes beregnede iboende følsomhed overfor de fleste pesticider kunne gives en fælles karakteristik, men uden at inddrage varierende nedbrydning. Der ser ud til også at være en sammenhæng for lerjordstyper, idet det synes muligt at inddele efter følsomhed, endog til trods for at også niveauet for modelstoffernes forskellige nedbrydningsrater er inddraget i lerprojektets vurderinger.
Den simulerede udvaskning af pesticid er beregnet til bunden af rodzonen (simuleret jordprofildybde i 2m.u.t.) og kan opfattes som den simulerede kildestyrke for den videre perkolation mod grundvandsmagasinerne.

Sammenligning med overvågningsdata

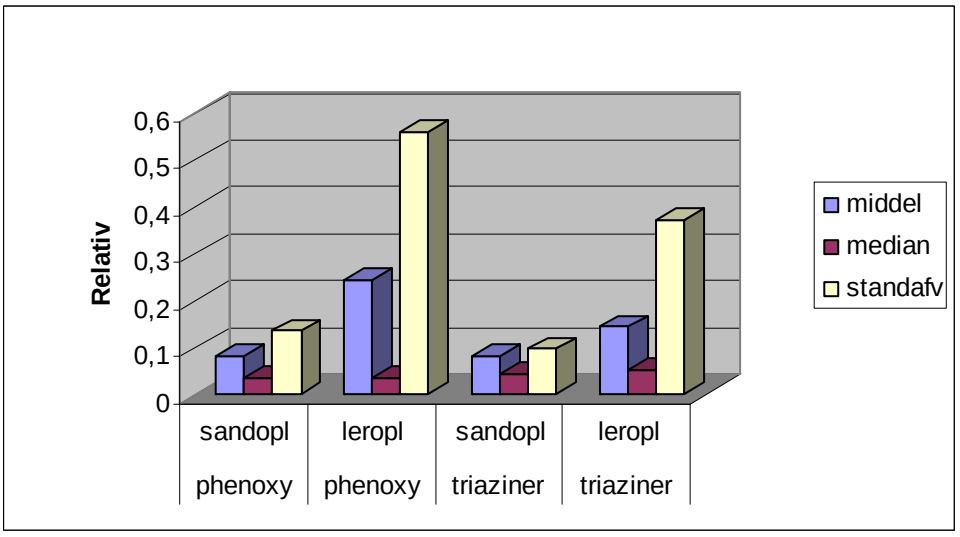
De samlede simuleringer, som projektet har foretaget med med FOOTPRINT opsætning, er vist i Tabel 8.

Tabel 8. Simuleret udvaskning baseret på data til bunden af rodzonen og beregnet i µg/l, som dog kun viser og bruges til at udtrykke relative vægtninger. Der vises simulerede medianværdier for de 5 modelstoffer (A, B, C, D og E).

FOOTPRINT	KUPA		Modelstoffer				
Jordtype	**Kode**	**Værdi**	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**
y12i	64	Median	6,789095	1,207737	0,157851	0,002606	2,190947
w22i	58	Median	6,377079	0,000772	0,017021	5,14E-06	0,008617
w22n	59	Median	3,262594	0,000305	0,003219	6,25E-07	0,007013
q12i	38	Median	0,431044	0,081145	0,000107	1,17E-05	0,169321
q21a	39	Median	0,118021	0,027914	1,07E-06	9,25E-08	0,059003
l22n	16	Median	2,018529	0,00041	0,003926	1,89E-06	0,006893
l22h	14	Median	0,002247	1,61E-05	4,74E-18	3,86E-16	0,000416
l22i	15	Median	8,393576	1,117298	0,057197	0,000874	2,16763

De simulerede udvaskninger viser, at der samlet simuleres lidt større udvaskning fra den mest lerede jordtype (dvs. med lav nærmættet hydraulisk ledningsevne) end fra de noget mindre lerede jordtyper (Figur 33 og 34).Da der ikke foreligger simuleringer for alle de FOOTPRINT jordtyper, som er identificerede i Danmark, er dette resultatet behæftet med nogen usikkerhed. Simulerede udvaskninger for 5 modelstoffer og alle 8 jordtyper viser også (Figur 32), at der er størst udvaskning ved høj nærmættet hydraulisk ledningsevne, dvs. for den mere sandede fraktion i en jordtype. Resultaterne viser samlet, at simuleret udvaskning af pesticider er højest i såvel de mest udpræget lerede som sandede varianter indenfor en jordtype.

Resultaterne fra grundvandsovervågningen tyder modsat på, at sandjordsoplande er mindre belastede end lerjordsoplande, Figur 35. Fortyndingen af udvasket pesticid kan derfor som gennemsnit forventes at være størst i sandjordsområder (Sandjorde ligger geografisk især i dele af landet med relativ stor nedbør og grundvandsdannelse). Forskellen kan skyldes, at simuleringerne er gennemført med samme klima (nedbør/grundvandsdannelse) for alle jorde, således at der ikke er taget højde for nedbørsafhængig fortynding.
For at undersøge fordelingen i aktuel belastning mellem sand- og lerjordsoplande (overvågningsoplandene) er der set nærmere på overvågningsdata for de kemisk og nedbrydningsmæssigt forskellige triazin- og phenoxysyregrupper, Figur 34. Se afsnit 6.2.6, side 34 vedrørende udvælgelse af data.
Figur 34 viser, at der for begge stofgrupper (triazin- og phenoxysyregrupperne) moniteres lidt større generel koncentration i lerjorde (medianværdierne) til trods for deres forskellige geokemiske og nedbrydningsmæssige egenskaber. Middelværdierne og spredningerne (angivet som "standardafvigelsen") viser imidlertid, at variationen i pesticidbelastning er væsentligt større indenfor lerjordsoplandene. Det vurderes derfor, at der overordnet må være tre elementer ud over effekten af mulig nedbrydnig og binding, der afspejles i overvågningsdata (Figur 34): "kildestyrken" (for den videre perkolation) ved bunden af rodzonen, fortyndingen på grund af forskelle i nettonedbør/grundvandsdannelse, samt en variabilitetsfaktor, som bl.a. kan afspejle forskelle i makroporestrømning, arealbelastningsmønster og boringskonstruktion mellem lerjordsoplandene.



Figur 34. Moniteret belastning med stoffer i Triazin- og Phenoxysyregrupperne i hhv. sandede og lerede overvågningsoplande. Triazingruppen består af 15 pesticider og nedbrydningsprodukter. Phenoxysyregruppen består af 9 pesticider og nedbrydningsprodukter. Skala: relativ.

Vurdering af udvaskning ved hjælp af VAP

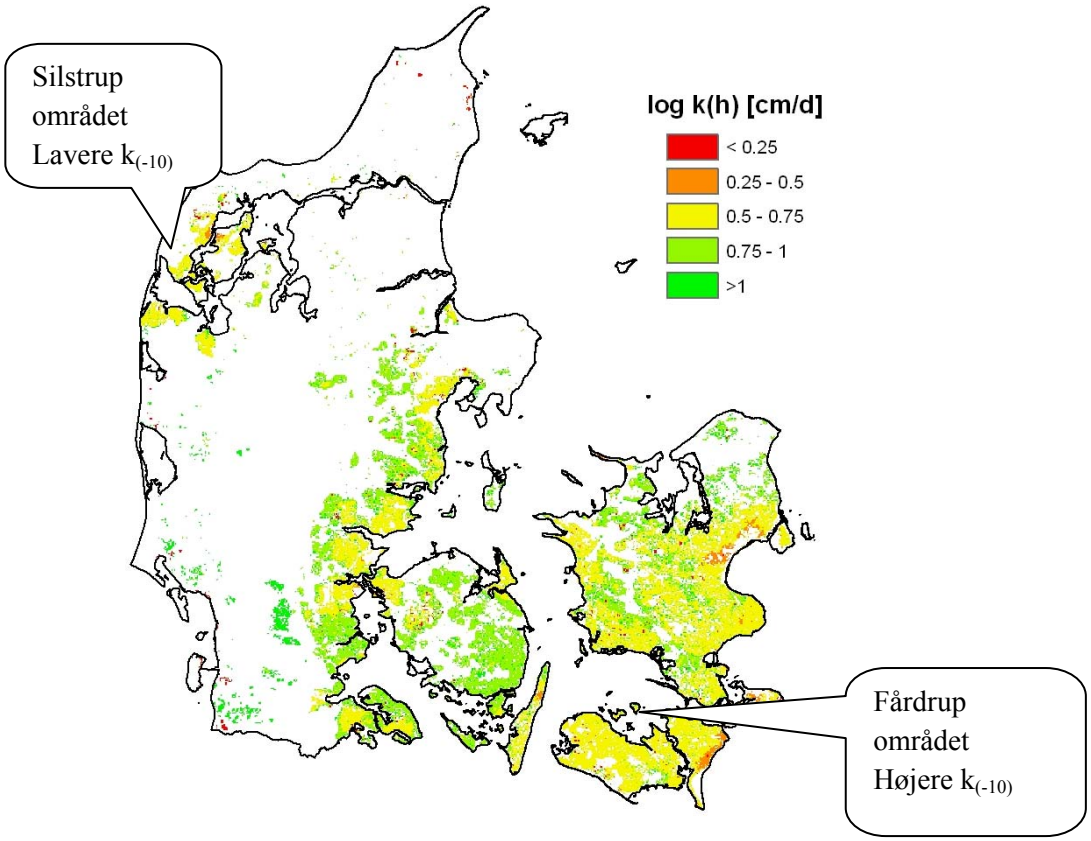
Målet med projektet er at finde en metode til at karakterisere og identificere særligt pesticidfølsomme lerjordsarealer, hvilket vil sige arealer som er mere følsomme overfor udvaskning end den mest følsomme lerjordslokalitet i Varslingssystemet for Pesticider (VAP). Der ligger to af VAP's velundersøgte lokaliteter indenfor J64: Silstrup og Fårdrup (Lindhardt et al. 2001). Den detailsimulerede udvaskning i Silstrup er betydeligt større end i Fårdrup, og også den målte udvaskning er også større i Silstrup end i Fårdrup. Det benyttede kriterie for, at et areal ligger i kategorien "særligt følsomt overfor udvaskning af pesticider" indenfor lerjordsarealer i J64 er, at det har en større (simuleret) udvaskning end Silstrup området, som er det

mest pesticidfølsomme af de to benyttede VAP lerjords lokaliteter. I den aktuelle beregning betyder dette, at særligt pesticidfølsomme lerjorde har en k(-10)-værdi (med tilhørende Kd) svarende til eller lavere end i Silstrup området (Tabel 9 og Figur 35).
I en praktisk udnyttelse af dette resultat bør også områder udenfor J64 inddrages, hvis de har parametre svarende til eller mere udprægede end Silstrup.

Det har ikke været muligt indenfor projektets ramme at verificere dette grundlag for udpegning af særligt pesticidfølsomme lerjordsarealer med uafhængige data, idet der ikke eksisterer sådanne data. Fordelingen af de simulerede udvaskningers styrke indenfor Varslingssystemet for Pesticiders lokaliteter er imidlertid i overensstemmelse med nærværende rapport.

Tabel 9. Udvaskninger simuleret i Varslingssystemet for Pesticider for lokaliteterne Silstrup og Fårdrup, og for modelstofferne A, B og C (Kjær et al. 2007). Det fremgår, at der simuleres den største udvaskning i Silstrup, hvor $k_{(-10)}$ *er lavest (se Figur 35).*

Gennemsnitlig simuleret koncentration i [µg/L]	Silstrup	Fårdrup
Pesticid A - 1mut.	259	14
Pesticid B - 1mut.	187	0,24
Pesticid C - 1mut.	159	7E-07



Figur 35. Den geografiske variation i nærmættet hydraulisk ledningsevne ($k_{(-10)}$) i intervallet fra 1 % til 99 % percentilen indenfor FOOTPRINT J64 (A+B+C-horisont). $k_{(-10)}$ er lavere iVAP-området Silstrup end i Fårdrupområdet. Se også de simulerede udvaskninger i Tabel 9

Det er således sandsynliggjort, at der kan udvikles et grundlag for identifikation (i dybdeintervallet ned til 2m) af de særligt pesticidfølsomme arealer, som findes indenfor de mest lerede jorde. De særligt pesticidfølsomme områder findes, hvor der er lavere nærmættet hydraulisk ledningsevne og dermed større sandsynlighed for transport i makroporer end i Silstrupområdet. For at grundlaget skal kunne være så underbygget som muligt og så præcist i sin udpegning, som det vil være ønskeligt ved en praktisk anvendelse, må resultaterne gennemregnes for de detaljerede danske data.

For at kunne forfølge konsekvensen af, at der kan identificeres særligt følsomme lerjordsarealer indenfor rodzonen, med konsekvenser videre ned til den udnyttede grundvandsressource, er der behov for at skaffe hydrauliske data for intervallet fra rodzonedybden til toppen af det udnyttede grundvandsmagasin. Disse hydrauliske data vil bl.a. kunne baseres på korrelation mellem hydrauliske testdata og tekstur parametre og/eller eventuelt geotekniske parametre. Det er dog selvsagt også vigtigt at indsamle målte hydrauliske data, der repræsenterer den geologiske variabilitet indenfor danske lerjorde.

7.2 Diskussion af forholdene under rodzonen

Samlet har det været projektets forhåbning at kunne vægte de eksisterende og nye kortlægningstemaer, og derved forudsige følsomheden af grundvandsmagasinerne overfor perkolation fra bund af rodzonen. Dette så længe lovende ud, men er ikke lykkedes, hvilket formodes at hænge sammen med, at data grundlaget for kortene er for uensartet, og at landskabstolkningen, som grundlæggende er en deskriptiv hydraulisk klassifikation, ikke er knyttet direkte op på og verificeret med hydrauliske målinger.
De følgende kommentarer sammenkæder de forskellige kortlægningstemaer med hovedvægt på den Sjællandske øgruppe, da det kun er her, alle temaerne er udarbejdet. En sammenligning af kortene viser at der er delvise sammenfald mellem fordelingerne af pesticidbelastningerne (i 5x5 km grids, Figurerne 18 og 19) og flere af korttemaerne, lige som der er sammenfald inbyrdes mellem flere af disse, men sammenhængene er flertydige.

Dybden til redoxgrænsen ligger generelt nær terræn indenfor lerjordsområder, sammenlign figurerne 7 og 11, og udsiger ikke på det overordnede plan en sammenhæng med aktuelle pesticidbelastninger (Figurerne 17, 18 og 19). Kortene antyder en sammenhæng med lav belastning med phenoxysyregruppens stoffer ved relativ stor dybde til redoxgrænsen og tyder på, at der kan være den omvendte tendens for triazingruppens stoffer.

Tykkelsen af lerdækket over grundvandsmagasinet (Figur 11), varierer meget, og der mangler oplysninger i nogle områder. Dette er grunden til, at data ikke er integreret til et fladekort. Heller ikke mellem lertykkelse og pesticidbelastning (Figurerne 18 og 19) er der nogen entydig sammenhæng. Tolkningen kompliceres yderligere af, at der nogle steder er velydende magasiner under lerdækket, mens der andre steder produceres fra lavtydende magasiner under eller indlejret i tykke lerlag. Der ses en tendens til relativt større pesticidbelastning i grundvandsmagasinerne under nogle større byområder (Figur 18 og 19), hvor lertykkelsen også er forholdsvis lille. Store lertykkelse synes at afspejle sig i lav belastning med triazingruppens stoffer.

Det polymorfologiske kort (Figur 12) afgrænser landskabselementer og klassificerer dem under inddragelse af de underliggende landskabsformer (landskabsformer fra tidligere isfremstød og istider). Det er tanken herigennem at inddrage de relevante hydrauliske egenskaber for den samlede lagpakke fra jordoverfladen til

og med grundvandsmagasinet i vurderingen. Det er således også overvejet, om pesticidbelastningens fordeling i grundvandsmagasinerne afspejler de polymorfologiske typer. En sammenligning af Figurerne 12, 18 og 19 viser, at fordelingen af den målte belastning af grundvandsmagasinerne i høj grad afspejler Storkøbenhavn, således at eventuelle andre sammenhænge bliver mindre iøjnefaldende og svære at udrede. Det er således ikke lykkedes at afklare, hvilken selvstændig betydning de polymorfologiske typer har for forklaring af fordelingen af belastningen i forhold til den geografiske fordeling i 5x5 km grids.

Lerindholdet i den øverste meter af jorden (A-, B- og C-horisonten) (Figur 13), er en væsentlig parameter for, om der eksisterer og kan foregå transport i makroporer. Data (Figur 8) og gennemsnits beregninger (Figur 18 og Figur 19) viser for den sjællandske øgruppe et sammenfald mellem højt lerindholdet og belastningen med de to pesticidgruppers stoffer til grundvandsmagasinerne, men dette billede modsiges til dels af data udenfor dette område.

Den nærmættede hydrauliske ledningsevne (Figur 14) er beregnet bl.a. på grundlag af data i Figur 13. Kortene med de nærmættede hydrauliske ledningsevner for A-, B- og C-horisonterne tolkes på samme måde i forhold til pesticidbelastningen som fordelingen af lerindholdet i den øverste meter af jorden.

Beregnet grundvandsdannelse og nettonedbør for den sjællandske øgruppe er baseret på DK-modellen. Kortene viser ikke klare overensstemmelser med fordelingerne af moniterede belastninger med de undersøgte pesticidgrupper.

Moniteringsdata. Placeringen af boringer, hvor der er påvist pesticid i forbindelse med monitering i grundvandsovervågningsoplandene og boringskontrollen (Figur 17), er sammenlignet med de opstillede kortlægningstemaer.
Påviste triazin- og phenoxysyregruppe stoffer i grundvandsmagsinerne er vist i figur 17, og belastningerne med stofgrupperne i figurerne 18 og 19 med henblik på sammenligning med de øvrige temaer. Konkret sammenlignes klassificerede og midlede værdier for de polymorfologiske typer og 5x5 km celler. De midlede fordelinger af påviste pesticidbelastninger går i væsentlig grad på tværs af de øvrige kriterier, selv om der er nogen geografisk overensstemmelse mellem dem. Der er ikke den signifikante sammenhæng mellem de polymorfologiske landskaber og fund af pesticider, som var forventet. Snarere anes der for triazingruppen en sammenhæng mellem pesticidbelastningen og befolkningstætheden/byområder, og med udbredelsen af sandjorde versus lerjorde og arealer, hvor istidslagene er tynde. For phenoxysyregruppen antydes der sammenhæng mellem belastningen og befolkningstætheden/byområder og udbredelsen af lerjorde.

Det var forventet at de sammenstillede korttemaer indeholder datatyper, der kunne indgå i en forudsigelse af grundvandsmagasinernes følsomhed overfor perkolation af pesticider fra bunden af rodzonen til grundvandsmagasinerne. Det har vist sig at korttemaerne ikke i deres nuværende form og tæthed har kunnet bruges til prædiktion af følsomhedsforhold i lerdækkerne over grundvandsmagasinerne indenfor den sjællandske øgruppe. Dette resultat anses for foreløbigt, idet det forsigtigt forventes at være muligt at nå videre ved anvendelse af disse metoder vha. forbedrede data og kortgrundlag over de temaer, som er relevante for en følsomhedskortlægning.

8 Konklusion

Det har været opgaven for det samlede KUPA projekt (Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer) at afklare, om det vil være muligt at identificere og zonere danske sand- og lerjorde, som er særlig følsomme overfor udvaskning af pesticider. Projektopgaven har derfor været en afklaringsproces, hvor mange af de kriterier, der tænkeligt ville kunne lægges til grund for en følsomhedszonering, er blevet afprøvet. Herunder har nogle kriterier og afprøvninger vist sig at være farbare og andre ikke.

Opgaven vedrørende lerjorde har været delt op i to angrebsvinkler, som bl.a. er betinget af de datatyper og datadækninger, som findes om de danske leraflejringer: 1. Forudsigelser om følsomhed for udvaskningen til under bunden af rodzonen, og 2. Følsomhed for udvaskning og transport fra bunden af rodzonen til det øverste grundvandsmagasin.
Det skal bemærkes, at alle simuleringer er foretaget til 2m's dybde, og at denne dybde her kaldes "bunden af rodzonen". Den videre transport under bunden af rodzonen kaldes "under rodzonen".

Ved den første angrebsvinkel er det vurderet for hver lerjordstype, om det er muligt at beregne lerjordes følsomhed overfor udvaskning af pesticider til bunden af rodzonen. Det undersøges også om arealerne med de forskellige jordtyper vil kunne underinddeles efter mere detaljeret følsomhed på grundlag af de parametre, som karakteriserer jordtyperne. Der er som eksempel på fremgangsmåden brugt en grov jordartsinddeling, og derfor er resultaterne ikke særligt detaljerede. Fremgangsmåden har vist sig at kunne karakterisere lerjordes følsomhed overfor udvaskning af pesticider ved simulering. Ved fremover at bruge fremgangsmåden på mere detaljerede data forventes det, at følsomheden kan nuanceres i mindre arealer med forskellige følsomheder. Den grove jordtypeinddeling er benyttet, fordi der var færdige sæt af parametre til rådighed for denne inddeling, som det ikke var muligt selv at fremskaffe inden for projektets ramme.

Resultaterne om følsomhed overfor udvaskning af pesticider til bunden af rodzonen er baseret på modelsimuleringer. Der er simuleret udvaskning for hver lerjordstype på én gang for hele det areal jordtypen dækker og for hvert enkelt modelstof. Simuleringerne er baseret på karakteristiske parametre og værdier for jordtyperne. Herved er det muligt at sammenligne niveauet for jordtypernes generelle følsomhed. Det er også vist, at den grove jordartsinddeling, som er blevet benyttet, kan underopdeles på grundlag af geografiske forskelle i jordparametre.
Som eksempel er den nærmættede hydrauliske ledningsevne, som afspejler jordtypernes evne til at transportere vand og pesticider i makroporer, brugt til underinddeling efter følsomhed.

Den simulerede udvaskning er bestemt til bunden af rodzonen Denne udvaskning udgør kildestyrken for den videre perkolation nedad mod grundvandsmagasinet. Der simuleres samlet for de 5 modelstoffer lidt større relativ udvaskning fra de mest udprægede lerjorde, der antages at være præget af strømning i makroporer, end fra lerholdige jorde med dominerende matrixstrømning. Men for de enkelte modelstoffer simuleres der omvendt lidt højere udvaskning for de delområder, som er domineret af strømning i matrix.

Ved den anden angrebsvinkel er det blevet forsøgt at vurdere følsomheden overfor udvaskning i dybdeintervallet fra bunden af rodzonen til det øverste grundvandsmagasin ved at sammenstille eksisterende og nye kort med en række relevante temaer. Det er ikke lykkedes at føre en forklaring af projektets enkle

fordeling af moniterede pesticider til ende ved hjælp at korttemaerne. De fleste kort er etableret i regional skala og er derfor muligvis ikke detaljerede nok til fuldt ud at afspejle udvaskningsfølsomheden.

En simpel undersøgelse af grundvandsovervågningsdata tyder på, at perkolationen af pesticid til grundvandsmagasinerne er lidt højere i lerjordsområder end i sandjordsområder, og at variabiliteten erstørst på lerjordsarealer. Denne forskel i forhold til de simulerede resultater for de enkelte modelstoffer tilskrives for landbrugsbelastningens vedkommende bl.a., at der er benyttet samme klima i alle simuleringer. Derfor er der ikke taget højde for den fortynding i nedbørsrige sandjordsområder, som indgår naturligt i overvågningsdataene.

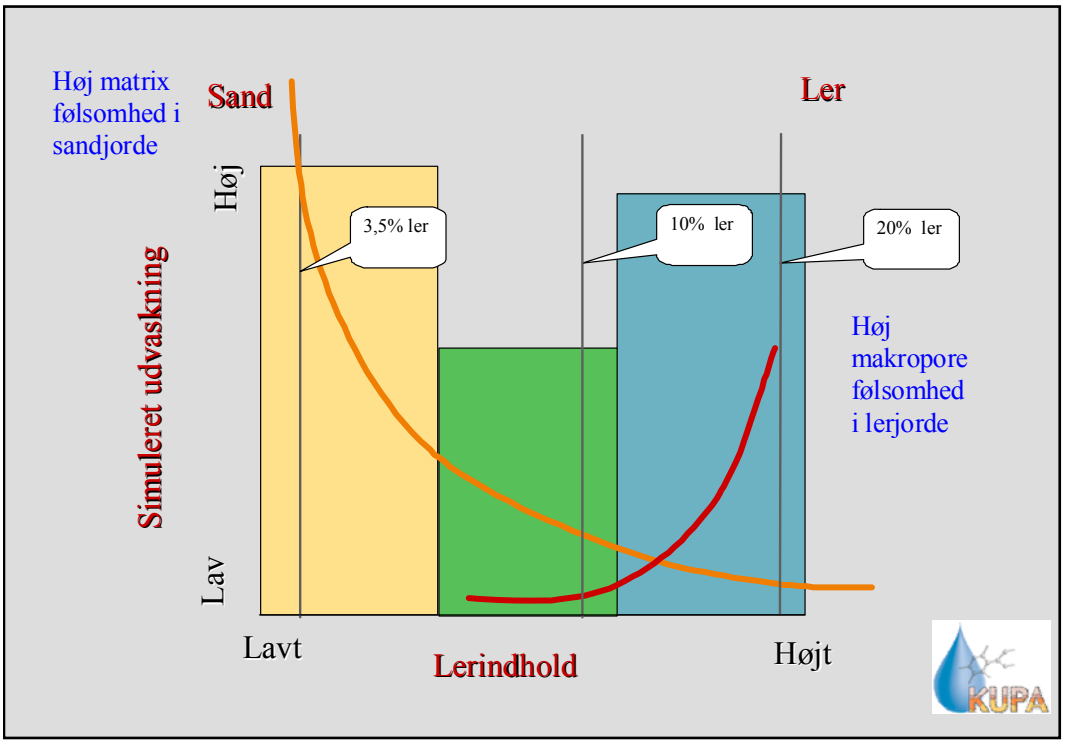
Denne forklaring på den generelle forskel på moniteret pesticidbelastning i lerjordområder og sandjordsområder og sammenhængen med simuleret udvaskning vil kunne afprøves gennem yderligere modelsimuleringer. Der må tages forbehold for det begrænsede antal simuleringer i denne undersøgelse, og at de lerede grundvandsovervågningsoplandes repræsentativitet ikke er nærmere undersøgt.

Analyserne og vurderingerne af henholdsvis udvaskningen til bunden af rodzonen og følsomheden under rodzonen fører frem til følgende konklusioner:

- Projektet har sandsynliggjort, at det vil være muligt at karakterisere lerjordes følsomhed overfor pesticidudvaskning til bunden af rodzonen. Det er derimod ikke lykkedes at estimere følsomheden overfor videre udvaskning fra bunden af rodzonen til de øverste grundvandsmagasiner. Dermed er det ikke lykkedes at udvikle en færdig fremgangsmåde til udpegning af særligt pesticifølsomme lerjorde fra terræn til grundvandsmagasin. Dette betyder, at projektet ikke er endt op med at pege på et færdigt koncept for udpegning af særligt pesticidfølsomme arealer.
- Det er derimod sandsynliggjort at:
    - at danske lerjorde kan inddeles i typer med forskelligt følsomhedsniveau overfor udvaskning af pesticider til bunden af rodzonen.
    - at den mest følsomme lerjordstype kan underinddeles på grundlag af egenskaber som karakteriserer den.
    - at følsomheden er forskellig for forskellige pesticider, men at de relative følsomheder følger samme mønster jordtype for jordtype.
    - at følsomheden er stofspecifik, men at den samlede grad af simuleret udvaskning er størst på den mest udbredte lerjordstype.
    - at der blandt de undersøgte lerjorde og lerede sandjorde simuleres højest udvaskning til bunden af rodzonen ved høj nærmættet hydraulisk ledningsevne, lidt lavere udvaskning ved lav nærmættet hydraulisk ledningsevne og mindst ved middel nærmættet hydraulisk ledningsevne.
    - at den samlede pesticidbelastning i lerede grundvandsovervågningsoplande er større end i sandede
    - at det imidlertid ikke er lykkedes at forudsige den videre perkolation til grundvandsspejlet fra bunden af rodzonen.
    - at resultaterne for udvaskning til bunden af rodzonen for lerjorde er i overensstemmelse med Varslingssystemet for Pesticider (simulerede og målte værdier), men der foreligger ikke en egentligt verifikation.

- at en række korttemaer er forsøgt kombineret, så de beskriver følsomheden overfor pesticidudvaskning i intervallet fra bunden af rodzonen til grundvandsmagasinerne. Det er ikke endeligt afklaret, om disse kortlægninger kan anvendes ved en følsomhedsvurdering.

- Hvis resultaterne skal forbedres, så der mere detaljeret og operationelt kan identificeres lerjordsområder, som er særligt pesticidfølsomme overfor perkolationen fra terræn til grundvandsmagasinet, må der arbejdes videre.



Figur 36. Principielle forskelle i følsomhed overfor udvaskning af pesticider for sand og- lerjorde.

De to projekter KUPA sand og KUPA ler indikerer, at man kan opfatte følsomhed over for pesticidudvaskning, som antydet i Figur 4 med den orange og den røde kurve.
Søjlediagrammet i baggrunden illustrerer, at der er simuleret relativt høje udvaskninger ved hhv. den mest udprægede matrix- og makroporestrømning, mens der simuleres mindre udvaskning for mere gennemsnitlige forhold.
Den orange kurve er verificeret gennem KUPA sand projektet, mens den røde kurve kun er sandsynliggjort gennem herværende projekt.

Emner for videre arbejde

Det videre arbejde, der skal føre til, at der udvikles et grundlag for et operationelt værktøj, der kan anvendes til at lave en kortlægning af de særligt pesticidfølsomme arealer på lerjorde, vil kunne opdeles i de følgende hovedelementer:

1. Udvaskning til bund af rodzone

Simulering på grundlag af de (mest) detaljerede danske jorddata såvel som klimadata (og evt. arealanvendelse). Disse data findes allerede og omfatter bl.a. teksturdata for A-, B- og C-horisonterne, nedbørsdata og afgrødefordelinger.

Simulering for flere stoffer mhp. bedre repræsentativitet.

Monte Carlo simulering mhp. usikkerhedsvurdering af parameterafhængighed.

2. Validering

Testlokaliteter

Oplagt valg vil være VAP lokaliterne, som allerede er delvist udbyggede.

Verifikation af resultater ift. vurderede følsomheder.

Når 1 og 2 er gennemført er man i princippet i stand til at zonere for pesticider på lerjorder, idet man kan vælge den forsigtighedsregel, at anse arealer, hvor udvaskningen til bunden af rodzonen er højere end på den mest følsomme VAP lokalitet, som særligt følsomme. Ved denne metode vil man medregne for store arealer, idet der vil være lerjordsarealer, hvor der er et tæt segl mellem rodzonen og grundvandsmagasinet, eller hvor stofferne vil perkolere så langsomt, at de indbygges i matrix. En fordel ved denne fremgangsmåde er imidlertid, at man vil være sikker på at fange de mest følsomme arealer. Om dette er tilstrækkeligt vil bl.a. afhænge af, hvor detaljeret lerjordsarealet inddeles, hvilket ikke kan estimeres før punkt 1 og 2 er gennemført.

Ønsker man at undgå at tage for store arealer med, vil det være nødvendigt at skaffe yderligere viden om forholdene mellem rodzonen og grundvandsmagasinerne.

3. Perkolation fra rodzonen til grundvandsmagasinet

Digitale kort og GIS-analyse.

GRUMO data vurderes mhp. at forstå hvilke faktorer der indvirker på Udvaskningen.

Boringskontroldata, optimering af belastningsberegninger.

Færdiggørelse af det polymorfologiske kort.

Dataindsamling

Fremskaffelse af hydrauliske data ved tests og korrelationer.

Fremskaffelse af geokemiske data om binding og nedbrydning.

Modelsimulering

Gennemførelse af simulering baseret på gamle og nye data.

”Kildestyrkeopdeling”

Anvendelse af simulerede resultater ved bund af rodzone til at sondre mellem områder med ”kildestyrker” for den videre perkolation mod grundvandsmagasinet på under/over grænseværdien.

9 Taksigelser

Projektgruppen takker de bidragende ministerier for interesse og finansiering. Det drejer sig gennem projektperioden om Miljø- og Energiministeriet, Landbrugsministeriet, Miljøministeriet, Klima- og Energiministeriet og Århus Universitet. Dansk JordbrugsForskning og siden Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, samt Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse og siden De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland takkes for aldrig vigende opbakning gennem det langvarige projektforløb. De eksterne deltagere i styregruppen fra Dansk Vand og Spildevands Forening, fra Miljøstyrelsen og By og Landskabsstyrelsen, samt igennem det meste af projektforløbet fra Dansk Landbrugsrådgivning og Amtsrådsforeningen takkes for konstruktiv medvirken. De mange involverede teknikere, samt projektgruppen i det EU støttede projekt FOOTPRINT (FuncTional tOOls for Pesticide RIsk assessmeNt and managemenT, Contract: EU FP6, Specific Targeted Research Project No.: 022704) takkes for konstruktivt samarbejde og uundværlige bidrag.

10 Litteraturliste

Barlebo, H.C., Rosenbom, A.E. & Kjær, J., 2007: Evaluation of pesticide scenarios for the registration procedure. Environmental project no. 1178 2007, Danish ministry og the environment, 152 sider.

Bijl, L. v.d., Boutrup, S. og Jensen P.N., 2007: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen, DMU, Faglig Rapport nr. 615, Del 2. (http://www.blst.dk/Overvaagning/NOVANA/Programbeskrivelse+del+2/)

Binzer, K. & Stockmarr, J., 1994: Geologisk kort over Danmark. 1:500.000. Prækvartæroverfladens højdeforhold. Danm. Geol. Unders. Kortserie Nr. 44, 10 sider.

Blenkinsop, S., Fowler, H.J., Burton, A., Nolan, B.T., Surdyk, N. & Dubus, I.G., 2006: Representative climatic records. Report DL9 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 59 sider.

Børgesen, C.D., Iversen, B.V., Jacobsen, O.H. & Schaap, M.G., 2008: Pedotransfer functions estimating soil hydraulic properties using different soil parameters. Hydrological Processes 22(11),1630-1639.

Centofanti, T. & Hollis, J., 2006: Characteristics of European agronomic scenarios. Report DL11 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 36 sider.

Ellison, S.L.R., Barwick, V.J. & Williams, A., 2000: Legislative limits below detection capability. Accred. Qual. Assur. 5, 308-313.

Ernstsen, V., Henriksen, H.J., Platen, F.v., (2001). Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen, nr. 24. 54 sider. http://www.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-713-9/html/

Ernstsen, V. (red.), Torp, S., Klint, K.E.S., Nilsson, B., Petersen, D.L., Greve, M.H., Jacobsen, O.H., Harrar, W.G., Rosenbom, A.E., Iversen, B.V., Hansen, B., Olesen, S.E., Rosenberg, P., Jacobsen, O.S., Elsgaard, L. & Vinther, F.P., 2004: Afprøvning af undersøgelsesmetoder med henblik på etablering af et zoneringskoncept for danske lerjorde: Statusrapport. Danm. og Grønl. Geol. Unders., Danmarks Jordbrugsforskning, 25 sider + 12 bilag.

Ernstsen, V., Højbjerg, A.L., Jacobsen, P.R., Platen-Hallermund, F.v., Tougaard, L., Hansen, J.R., Blicher-Mathiasen, G., Bøgestrand, J. & Børgesen, C.D., 2006: Beregning af nitrat-reduktionsfaktorer for zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet. Data og metode for 1. generationskortet. GEUS rapport 93.

Genuchten, M.Th. van, 1980: A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal 44, 892–898.

Gravesen, P., Klint, K.E.S., Ernstsen, V., & Jakobsen, P.R:, 2001: Opskalering af morænelers egenskaber. Vand & Jord, 8 årgang, nr. 4., 126-129.

Greve, M.H., Greve, M.B., Bocher, P.K., Balstrom, T., Breuning-Madsen, H., Krogh, L., 2007: Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography 107(2):1-12.

Haakansson, E. & Pedersen, S.A.S., 1992: Geologisk kort over den danske undergrund. 1:500.000. Varv.

Harrar, W.G., Murdoch, L.C., Nilsson, B. & Klint, K.E.S., 2007: Field characterization of a solute plume in a fractured glacial till. Hydrogeology Journal 15, 1473-1488.

Hermansen, B., Pedersen, S.A.S. & Bjerregaard, C., 1999: Digitalt kort over Danmarks jordarter 1:200.000. Version 1.0. Danm. og Grønl. Geol. Unders. Rapport 1999/47. CD-rom.

Hollis, J.M., Réal, B., Jarvis, N.J., Stenemo, F. & Reichenbeger, S., 2006: Characteristics of European soil hydrochemical scenarios. Report DL8 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 47 sider.

Højberg, A., Troldborg, L., Nyegaard, P., Ondracek, M., Stisen, S., Christensen, BSB. & Nørgard, A., 2008: National Vandressource Model, Sjælland, Lolland, Falster og Møn – Opdatering januar 2008. GEUS rapport 65, København.
Jakobsen, P.R., 2009: Det digitale geomorfologiske kort over Danmark 1:200.000. Danm. og Grønl. Geol. Unders. (in prep).
Jarvis, N., Lindahl, A., Messing, I., Stenemo, F., Hollis, J., Reichenberger, S. & Dubus, I.G., 2007a: Algorithm to completely parameterise MACRO from basic soil property data. Report DL21 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 18 sider.
Jarvis, N., Hollis, J., Lindahl, A., Stenemo, F., Centofanti, T., Messing, I. & Dubus, I., 2007b: Parameterising MACRO for EU-wide predictions. Presentation at FOOTPRINT project meeting in Piacenza, Italy 2007.
Kjær, J., Rosenbom, A.E., Olsen, P., Juhler, R.K., Plauborg, F., Grant, R., Nyegaard, P., Gudmonsson, L. & Brüsch, W., 2007: The danish pesticide leaching assessment programme. Monitoring results, May 1999-June 2007, 91 sider.
Klint, K.E.S., 2001: Fractures in glacigene diamict deposits; origin and distribution. PhD. Thesis. Geol. Surv. Denmark and Greenland, Special report no. 129.
Klint, K.E.S. & Fredericia, J., 1998: Pore-to-Core scale-up sudies of the transport properties of organic pollutants with natural attenuation. Spatial distribution and characterisation of fractures at the Ringe Site. Progress report. Danm. og Grønl. Geol. Unders. Rapport 1998/103, 20 sider.
Klint. K.E.S. & Gravesen, P., 1999: Fractures and biopores in Weichselian clayey till aquitards at Flakkebjerg, Denmark. Nordic Hydrology 30, 267-284.
Larsbo, M. & Jarvis, N., 2005: MACRO5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Emergo 2003:6, Studies in the Biogeophysical Environment, SLU, Dept. Soil Sci., Uppsala, 47 sider.
Lewis, K., Green, A. & Tzilivakis, J., 2007: Pesticide database holding fate and ecotoxicological values. Report DL24 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.euFOOTPRINT.org], 28 sider.
Lindhardt, B., Abildtrup, C., Vosgerau, H., Olsen, P., Torp, S., Iversen, B.V., Jørgensen, J.O., Plauborg, F., Rasmussen, P. & Gravesen, P., 2001: The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. Site Characterization and Monitoring Design. Geol. Surv. Denmark and Greenland, Danish Insitute of Agricultural Sciences and National Environmental Research Institute, 73 sider. + 6 bilag.
Malinovski, D. & Klint, K.E.S., 1997: Geotekniske undersøgelser af moræneler ved Flakkebjerg, (foreløbige resultater af geotekniske undersøgelser ved Flakkebjerg, SMP 96). Danm. og Grønl. Geol. Unders., Intern rapport nr. 127, 21 sider.
Nolan, B.T., Dubus, I.G., Durdy, N., Fowler, H.L., Burton, A., Hollis, J.M., Reichenberger, S. & Jarvis, N.J., 2008: Identification of key climatic factors regulating the transport of pesticides in leaching and to tile drains. Pest. Manag. Sci. 64, 933-944.
Nygaard, E. (red.), 2004: Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætning og metoder for zonering. Danm. og Grønl. Geol. Unders., Danmarks JordbrugsForskning.
Nygaard, E. (red.), Greve, M.H., Greve, M.B., Iversen, B.V., Møller, I. & Torp, S., 2006a: Afprøvning af KUPA zoneringskriterier for sandede jorde, Vester Haasingområdet, Nordjyllands Amt. Danm. og Grønl. Geol. Unders., Danmarks JordbrugsForskning, 25 sider. ISBN 87-7871-174-6.
Nygaard, E. (red.), Greve, M.H., Greve, M.B., Iversen, B.V., Møller, I. & Torp, S., 2006b: Afprøvning af KUPA zoneringskriterier for sandede jorde, Grindstedområdet, Ribe Amt. Danm. og Grønl. Geol. Unders., Danmarks JordbrugsForskning, 24 sider. ISBN 87-7871-176-2.

Nygaard, E. (red.), Greve, M.H., Greve, M.B., Hallermund, F.v.P., Iversen, B.V., Møller, I. & Torp, S., 2006c: Afprøvning af KUPA zoneringskriterier for sandede jorde, Nordøstlige Djursland, Århus Amt. Danm. og Grønl. Geol. Unders., Danmarks JordbrugsForskning, 25 sider. ISBN 87-7871-175-4.

Palarca-Albaladejo, J. & Marrtín-Fernández, J.A., 2007: A modified EM alr-algorithm for replacing rounded zeros in compositional data sets. Computers Geosciences 34, 902-917.

Smith, D., Silver, E. & Harnly, M., 2006: Environmental samples below the limits of detection – comparing regression methods to predict environmental concentrations. Proceedings of SAS user group conference. Side 1-8. http://www.lexjansen.com/cgi-bin/xsl_transform.php?x=wuss2006&s=wuss&c=wuss

www.djfgeodata.dk

www.eu-FOOTPRINT.org

www.geus.dk

www.pesticidanalyser.dk

www.pesticidvarsling.dk

www.vandmodel.dk Webområde for den Nationale vandressource model (DK-model).

Wösten, J.H.M., Pachepsky, Ya.A. & Rawls, W.J., (2001): Pedotransfer functions: bridging the gap between available basic soil data and missing soil hydraulic characteristics. J. Hydrol. 251, 123-150.

Bilag 1 Andre tilgange til problemstillingen.

Af Ole Stig Jacobsen, GEUS

Blandt de tidligste arbejder om følsomhed overfor udvaskning af agrokemikalier til grundvandet beskrev franskmanden LeGrand (1964) en række bl.a. geologiske, hydrogeologiske og geokemiske faktorer, der kunne have indflydelse på udvaskningen. Hans vurderinger var baseret på punktobservationer og ikke på egentlig kortfremstilling. I Danmark udarbejdede det daværende DGU (Danmarks Geologiske Undersøgelse) med støtte fra EF en metodik for fremstilling af kort over grundvandets "sårbarhed". Grundvandets "sårbarhed" blev i denne sammenhæng defineret som risikoen for at forurenende stofgrupper, der anvendes eller deponeres på overfladen, kunne påvirke grundvandets kvalitet. Til forskel fra de tidligere metodikker blev i dette projekt også medtaget kemiske reaktioner i de dybere lag (Villumsen et al., 1993)(figur 1-1). Disse tidlige arbejder var fokuserede på problemstillingen med udvaskning af nitrat, men samme type tilgange, om end med andre parametre, er siden blevet anvendt i undersøgelser om problemstillingen med udvaskning af pesticider.

Jordens følsomhed overfor udvaskning af pesticider afhænger af pesticidets egenskaber, jordens egenskaber, klimaet, landbrugspraksis m.v. I nogle undersøgelser er det fundet, at følsomheden er en iboende egenskab ved det hydrogeologiske system (Foster, 1987; Palmer and Lewis, 1998). Andre har fundet, at følsomheden afhænger af det enkelte forurenende stofs eller stofgruppes egenskaber, men at den er uafhængig af arealforvaltningsmetoden, fx mængden af anvendt pesticid (NRC, 1993).

Historisk har der været benyttet tre forskellige måder til at identificere pesticidfølsomme områder (Zhang et al., 1993).

- Indeksmetoder bygger på en vægtning af de jord- og pesticidegenskaber, som antages at være bestemmende for følsomheden. En række (semi-) kvantitative indeks omfatter DRASTIC (Aller et al., 1985), EPIK (Doerfliger, et al., 1999), GOD (Foster, 1987) og ISIS (Civita, 1994), hvor DRASTIC er den mest udbredte. For mere end 30 år siden da man begyndte at beskæftige sig med risikoen for massive forureninger af grundvandet med nitrat, startede man i USA og Frankrig at udarbejde indekssystemer, der kunne angive en sårbarhedskategori. Gennem slutningen af 1990-erne blev det mest udbredte koncept, udviklet i USA-regi til anvendelse i kortlægningsøjemed, se engelsk udgave sidst i bilaget. Det er en ekspertopgave at vælge og vurdere, hvilke jord- og pesticidegenskaber, der skal inddrages i indekset. I en del af den nyeste forskning er det forsøgt at mindske indeksmetodernes afhængighed af ekspertudsagn og i stedet basere sig på konkret viden om de forurenende stoffers opførsel i jord/vand systemet samt på konkrete observationer af forurenende stoffer i vandmiljøet, fx ved hjælp af moniteringsdata (Worrall and Besien 2005; Stewart and Loague 2004).
- Model-simulering af pesticidtransport på grundlag af fysiske parametre er en anden tilgang til vurdering af følsomhed overfor udvaskning af pesticider. Gennem de sidste 15 år er der blevet anvendt matematiske modeller til vurdering af grundvandsmagasiners følsomhed over for udvaskning af pesticid. Simuleringen tager udgangspunkt i de processer der styrer udvaskningen, men de er næsten alle endimensionale, og kun i få tilfælde indgår der stokastiske vurderinger og variabilitet. Fx simulerer Stewart and Loague (2004) den udvaskede pesticidkoncentration ved hjælp af jordens hydrauliske egenskaber og "transfer funktioner" for pesticidernes binding og nedbrydning, for at vurdere følsomheden overfor pesticidudvaskning. Den mest anvendte model er PRZM. I den danske godkendelsesordning anvendes modellen MACRO. I USA anvendes også GLEAMS, som er en oplandsmodel.

- Statistiske metoder kombinerer data om konkrete udvaskninger af pesticid med geografiske informationer om fx geologi, landbrugspraksis og klima, ofte i sammenhæng med enten modeller eller med GIS metoder (ARCVIEW/ARCGIS). Der er ikke fundet litteratureksempler på at jordegenskabernes variabilitet, svarende til KUPA-Projektets sanddel (Nygaard red. 2004), har været inddraget i vurderingen af følsomhed.

Calculation of the vulnerability

Well DGU file No. 81.76 used as an example of the calculation-procedure for vulnerability of the sandlayer (DS + S) 35 m below ground surface. The single steps in the procedure as well as some of the pre-defined values of kp, SRC, CEC and ROX for the given geological layers are illustrated:

Well no 81.76

Geology	Depth in m	kp	log kp	I	SRC	RT	CEC	SA	ROX	RA
	0									
DI	2	0.00005	-4.3	2.7	0.2	2	1	2	1	2
DL	4.3	0.0000001	-7		0.45	5.175	4	20.7	1	5.175
DS		0.0001	-4		0.16	5.2	2	10.4	1	5.2
	10.8			3						
DL		0.0000001	-7		0.45	20.7	4	82.8	1	20.7
	20									
DS		0.0001	-4		0.16	5.84	2	11.68	1	5.84
VSP 27.07	27.3			0.3						
DI		0.00005	-4.3		0.2	7.7	1	7.7	1	7.7
7.93	35									
DS		0.0001	-4		0.16		2		1	
	46.7									
S		0.0001	-4		0.16		3		2	
57-FIL 60-	62									

ART= 7.93 I = 6 RT = 46.615 SA = 135.28 RA = 46.615

ART' :
ART = 0-5 m ART' = 3.5
ART = 5-15 m ART' = 2.5
ART = 15-30 m ART' = 1.5
ART = > 30 m ART' = 0.5

I' :
I' = 4 -(I/4.3)

SA' :
SA' = 4 -(SA/300)

RA' :
RA' = 4 -(RA/250)

ART = 7.93 m ART' = 2.5 I = 6 I' = 2.60 SA = 135.28 SA' = 3.55 RA = 46.615 RA' = 3.81

$$\text{VULNERABILITY} = \left(\frac{ART' + I' + SA' + RA'}{4}\right) = 3.12$$

Symbols :

DS	Meltwater sand	I	Interflow index
DI	Meltwater silt	SRC	Specific retention
DL	Meltwater clay	RT	Hydraulic retention time
S	Sand	CEC	Relative sorption capacity
FIL	Filter	SA	Relative sorption ability
VSP	Piezometric surface	ROX	Relative reduction capacity
kp	Permeability coefficient	RA	Relative reduction ability

Figur 1-1 Følsomhedsberegning på grundlag af indeks. Dansk eksempel fra Villumsen et al. (1983).

DRASTIC Indekset(engelsk beskrivelse)

DRASTIC is a groundwater quality model for evaluating the pollution potential of large areas using the hydrogeologic settings of the region (Aller et al., 1985, Aller et al., 1987, Deichert et al., 1992). This model was developed by EPA in the 1980's. DRASTIC includes various hydrogeologic settings which influence the pollution potential of a region. A hydrogeologic setting is defined as a mappable unit with common hydrogeologic characteristics. This model employs a numerical ranking system that assigns relative weights to various parameters that help in the evaluation of relative groundwater vulnerability to contamination. The hydrogeologic settings which make up the acronym DRASTIC are:

[D] Depth to water table: Shallow water tables pose a greater chance for the contaminant to reach the groundwater surface as opposed to deep water tables.

[R] Recharge (Net): Net recharge is the amount of water per unit area of the soil that percolates to the aquifer. This is the principal vehicle that transports the contaminant to the groundwater. The more the recharge, the greater the chances of the contaminant to be transported to the groundwater table.

[A] Aquifer Media: The material of the aquifer determines the mobility of the contaminant through it. An increase in the time of travel of the pollutant through the aquifer results in more attenuation of the contaminant.

[S] Soil Media: Soil media is the uppermost portion of the unsaturated / vadose zone characterized by significant biological activity. This along with the aquifer media will determine the amount of percolating water that reaches the groundwater surface. Soils with clays and silts have larger water holding capacity and thus increase the travel time of the contaminant through the root zone.

[T] Topography (Slope): The higher the slope, the lower the pollution potential due to higher runoff and erosion rates. These include the pollutants that infiltrate into the soil.

[I] Impact of Vadose Zone: The unsaturated zone above the water table is referred to as the vadose zone. The texture of the vadose zone determines how long the contaminant will travel through it. The layer that most restricts the flow of water will be used.

[C] Conductivity (Hydraulic): Hydraulic conductivity of the soil media determines the amount of water percolating to the groundwater through the aquifer. For highly permeable soils, the pollutant travel time is decreased within the aquifer.

DRASTIC evaluates pollution potential based on the above seven hydrogeologic settings. Each factor is assigned a weight based on its relative significance in affecting the pollution potential. Each factor is further assigned a rating for different ranges of the values. The typical ratings range is from 1-10 and the weights are from 1-5. The DRASTIC Index, a measure of the pollution potential, is computed by summation of the products of rating and weights for each factor as follows:

DRASTIC Index = D r D w + R r R w + A r A w + S r S w + T r T w + I r I w + C r C w

Where

Dr = Ratings to the depth to water table Dw = Weights assigned to the depth to water table. Rr = Ratings for ranges of aquifer recharge Rw = Weights for the aquifer recharge Ar = Ratings assigned to aquifer media Aw = Weights assigned to aquifer media Sr = Ratings for the soil media Sw = Weights for soil media Tr = Ratings for topography (slope) Tw = Weights assigned to topography Ir = Ratings assigned to vadose zone Iw = Weights assigned to vadose zone Cr = Ratings for rates of hydraulic conductivity Cw = Weights given to hydraulic conductivity

The higher the DRASTIC index, the greater the relative pollution potential. The DRASTIC index can be further divided into four categories: low, moderate, high, and very high. The sites with high and very high

categories are more vulnerable to contamination and consequently need to be managed more closely. The weights assigned are relative, therefore a site with a low pollution potential may still be susceptible to groundwater contamination but it is less susceptible to contamination compared to the sites with high DRASTIC ratings.

Referencer

Aller, L., Bennet,T., Lehr, J., Petty, R.,1985: DRASTIC: A standardized system for evaluating, ground water pollution potential using hydrogeologic settings. Technical report, EPA/600/2-85/018, R.S. Kerr Environmental Research Laboratory, U.S. Environmental Protection Agency.

Civita, M., 1994: Le Carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: Teoria & Pratica. Pitagora Editrice, Bologna, 325 p.

Civita, M & De Maio, 2004: Assessing and mapping groundwater vulnerability to contamination: The Italian "combined" approach. Geofísica Internacional, Vol. 43, Num. 4, 513-532.

Doerfliger N., Jeannin, P.-Y. & Zwahlen, F. 1999: Water vulnerability assessment in karst environments: a new method of defining protection areas using a multi-attribute approach and GIS tools (EPIK method) Environmental Geology 39, 165-177.

Foster, S., 1987: Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. In: (van Duijvenbooden, W. and van Waegeningh, H., editors): Vulnerability of Soil and Groundwater to Pollutants, Proceedings and Information No. 38 of the International Conference held in the Netherlands, in 1987. TNO Committee on Hydrological Research, Delft, The Netherlands.

Legrand H.E., 1964: System for evaluating the contamination potential of some waste sites. Amer. Wat. Works Assoc. Journ. 56, 8., 959-974.

NRC, 1993: Ground Water Vulnerability Assessment. National Research Council, National Academy Press, Washington, DC.

Palmer, R. & Lewis, M., 1998: Assessment of groundwater vulnerability in England and Wales. In: (Robins, N., editor): Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability, volume 130 Special Publications, Geological Society, London, 191-198.

Stewart, I.T. & Loague K., 2004: Assessing ground water vulnerability with the type transfer function model in the San Joaguin Valley, California. J. Environ. Qual. 33, 1487–1498.

Villumsen A., Jacobsen, O.S. & Sønderskov, C., 1983: Mapping vulnerability of groundwater reservoirs with regard to surface pollution. Geological Survey of Denmark. Yearbook 1982, 7-38.

Worrall, F, & Besien, T., 2005: The vulnerability of groundwater to pesticide contamination estimated directly from observations of presence or absence in wells. Journal of Hydrology, 303(1-4), 92–107.

Zhang, H., Haan, C. & Nofziger, D., 1993: An approach to estimating uncertainties in modelling transport of solutes through soils. Journal of Contaminant Hydrology, 12, 35–50.

Bilag 2 Fordeling af sprækker i moræneler og polymorfologisk analyse.

Af Knud Erik Klint, GEUS

1 Indledning

I forbindelse med udvikling af koncept for udpegning af lerede arealer, der er følsomme over for brug af pesticider (KUPA-ler), ønskes en vurdering af sårbarhed for specielt lerjord. Dette bilag beskæftiger sig primært med at belyse fordelingen af sprækker i lerjorder, samt at få et overblik over eksisterende data der belyser disse forhold. Da den mest dominerende lertype i Danmark er moræneler vil bilaget primært fokusere på denne lertype.

Moræneler er ofte opsprækket eller gennemsat af andre typer makropore, som overordnet styrer de bulkhydrauliske egenskaber i matrix. Disse sprækker har stor betydning for transport af miljøfremmede stoffer til grundvandet. En forståelse for sammenhængen imellem de processer, der skaber sprækkerne, samt typen af moræneler og landskabets opbygning er essentiel for en regional vurdering af sprækkernes udbredelse og landskabets sårbarhed for nedsivning af bl.a. nitrat og pesticider til grundvandet. For at kunne vurdere om et givet område er opsprækket, er det derfor vigtigt at vide hvordan, og hvorfor sprækker dannes i første omgang. Samt hvad deres regionale udbredelse er i forskellige typer landskabselementer.

Der er indtil nu systematisk opmålt sprækker på ca. 31 lokaliteter i Danmark. Af disse er de 22 beskrevet med samme metode og er dermed direkte sammenlignelige. Derudover findes der sammenlignelige opmålinger fra 3 områder på Island, 9 områder i Canada og 1 område i Polen. D.v.s. at der foreligger undersøgelser fra mere end 44 lokaliteter. Derudover findes en række eksempler på lignende sprækkeopmålinger i andre dele af verden herunder specielt USA. Se /1-30/.

1.1 Opsummering af vigtige parametre

Sammenlagt kan det konkluderes en lang række parametre kan have betydning for transport og nedbrydning af pesticider i områder dækket af lerede aflejringer og følgende data bør indgå i en vurdering af et områdes sårbarhed.

1.1.1 Geologiske data

- Lertykkelse
- Dybde til redoxgrænse
- Lerindhold (kornstørrelsesfordeling)
- Lermineralogi
- Till-klassifikation (belastet eller ukonsolideret)
- Geomorfologi (landformer og topografi)
- Geologisk ramme (fordeling af jordarter)

1.1.2 Makropore data

- Sprækkesystemer
- Sprækkedybde
- Sprækkeintensitet
- Sprækkeapertur
- Fordeling af sandlinser/bånd
- Bioporefordeling (primært rod og ormehuller)

1.1.3 Makropore hydraulik

- Lab-test (LUC m.m.)
- Slugtest
- Tracertest
- Infiltrations data

1.1.4 Matrix hydraulic

- Ks
- Retention
- Diffusion

1.1.5 Klima

- Nedbør
- Afstrømning (O/U)
- Fordampning

1.1.6 Indirekte parametre

- Drænbehov
- Eksisterende pesticidfund

1.2 Formål

Det overordnede formål med dette bilag er:

1. At udarbejde et overblik over den viden og de undersøgelser der på nuværende tidspunkt eksisterer omkring sprækkers fordeling i lerjorder.
2. At søge at opskalere resultaterne fra punktkilde observationer til at vurdere sprækkeudbredelse for lerjorde på landskabselement skala.

1.3 Datagrundlag

De fleste opmålinger er primært udført i friske udgravninger, men også naturlige blotninger på kystklinter og på flodbrinker er medtaget.

1.3.1 Udgravninger.

Det er vigtigt at finde lokaliteter med god blotningsgrad og helst lokaliteter med blotninger i flere retninger, da det ellers kan være svært at få alle sprækkesystemer med. Kystklinter råstofgrave eller større

udgravninger i forbindelse med anlægsopgaver kan bruges, men hvis der ingen blotninger findes, kan man med fordel konstruere sin egen udgravning.

Figur 2- 1. Eksempel på udgravning ved Højstrup på Stevns.

En udgravning bør konstrueres så der er to profilvægge vinkelret på hinanden (Figur 2- 1). Det er af sikkerhedsmæssige årsager ikke tilladt at have lodrette vægge over 1,80 meter, og en grav skal altid konstrueres, så der ikke sker sammenskridning. Derfor kan man med fordel lave en udgravning med trappetrin af 1,5 meters højde. Max. gravedybde for en rendegraver er ca. 5 meter under terræn.

Disse udgravninger har mange fordele, idet man kan studere sprækker i alle 3 dimensioner og dermed være sikker på at få alle repræsentative systemer med. Sprækkerne kan opmåles både på vertikale og horisontale flader.

1.3.2 Råstofgrave.

Der findes mange gode profiler i råstofgrave (Figur 2- 2). Problemet her kan være af sikkerhedsmæssig art, samt at der normalt ikke findes større mægtigheder af moræneler. Profilerne er ofte af ældre dato, og der vil typisk være en hel del nydannede udtørringssprækker. Det er derfor nødvendigt med en massiv renskrabning af profilerne for at få separeret de ”oprindelige sprækker” fra evt. nye. Til gengæld er der i råstofgrave god chance for at beskrive meget lange profiler og derved beskrive variationen i et større område. Interne deformationer, sandlinser og andre heterogeniteter kan ligeledes kortlægges i stor detaljegrad. Sådanne profiler kan med fordel fotograferes, og sprækkespor udtegnes direkte fra billederne.

Figur 2- 2. Profil fra råstofgrav i Hedelandsområdet. De to landmålerstokke er tilsammen 3 m høje.

1.3.3 Kystklinter.

Kystklinter er ofte velblottede, og de ”pæneste” sprækker finder man på kystklinter (Figur 2-3). Det er normal muligt at finde meget lange profiler i flere retninger. Her skal man blot være opmærksom på, at stejle klinter næsten altid vil have to systemer af nye sprækker dannet dels parallelt med klinten ved stressaflastning og dels vinkelret på klinten ved udtørring. Derved opstår uønskede sprækkesystemer, der ikke kan forventes at optræde længere inde i profilet.

Figur 2-3. Kystblotning fra Gedserodde med velblottede sprækker.

2 Metoder

En analyse af sprækker omfatter dels en praktisk feltdel med indsamling af geologiske og geotekniske data samt sprækkedata og dels en analyse af de indsamlede data. Beregning af sprækkernes hydrauliske egenskaber kræver yderligere feltforsøg og/eller laboratorieforsøg på intakte prøver. Disse omtales kort i afsnittet om hydraulisk karakterisering. Moræneleret hydrauliske egenskaber bestemmes dels af matrix egenskaber (permeabilitet og porøsitet) og dels af udbredelsen af makroporer (sprækker og biopore) i matrix.

Formålet med sprækkeundersøgelserne er at kunne opstille en overordnet geologisk model for de enkelte områder, samt at beskrive fordelingen og genesen af sedimenter og makroporer (sprækker og biopore) på de enkelte lokaliteter. Disse data indgår i tolkningen af strømningsveje fra overfladen og ned til grundvandet.

Ved hjælp af lithologiske karakteristika kan moræneler klassificeres og indplaceres i et glacialt aflejringsmiljø. Dernæst kan sprækkerne i første omgang opdeles i systematiske eller non-systematiske sprækkesæt ud fra deres orientering og dybdevariation, og endelig kan de overordnede sprækkeparametre (sprækkedensitet og dybde) beregnes.

Variationer i opsprækningen af sedimenterne vil ofte hænge sammen med variationer i sedimentets sammensætning, konsolidering, lagtykkelse, tektonisk udviklingshistorie og topografiske variationer. Alle disse parametre bør derfor inddrages i vurderingen af sprækkeudviklingen.

2.1 Sprækkeklassifikation

De primære processer ansvarlig for dannelse af sprækker i moræneler kan opdeles i tre hovedgrupper:

2.1.1 Glacialtektoniske sprækker

Undersøgelserne viste, at der optræder forskellige glacialtektoniske sprækketyper i basale tills (bundmoræner). De klassificeres som værende af glacialtektonisk oprindelse, hvis de har en klar relation til stress forhold, der kan relateres til subglacial deformation, herunder systematisk orientering i forhold til isbevægelsesretninger. Følgende 4 typer er observeret :
Subhorisontale shearsprækker. Sprækkerne, der ofte er meget lange (>20 meter) med en ondulerende overflade hvorpå der ofte optræder stribninger. Deres hydrauliske egenskaber er dårligt belyst, men deres udbredelse er generel i næsten alle såkaldte bundmoræner (basale tills). De har ofte svage hældninger imod eller med isbevægelsesretningen på 0-20^0, og sprækkerne er ofte fyldt med silt eller fint sand, som derudover forbinder de ofte vertikale sprækker. De findes generelt udbredt i hele till-enheden, men har en tendens til øget frekvens ned imod bunden af till'en.

Vertikale/subvertikale shearsprækker (hælder typisk 90-60^0) der ofte udvikler konjugerede (krydsende) sprækkesæt, hvoraf den ene sæt er kraftigere udviklet end det andet med en spids vinkel imellem de to skærende sprækkesæt på typisk 20^0. Disse sprækker er primært orienteret vinkelret på isbevægelses retningen og har normalt en planar form og kan i visse tilfælde være svagt forsat (1-3 cm). De gennemsætter i flere tilfælde moræneler med en mægtighed på over 8 meter, men de optræder tilsyneladende i zoner med stor indbyrdes afstand.

Vertikale ekstensionssprækker (80-90^0 hældning) optræder primært parallelt med isbevægelsesretningen. Ved både Ringe, Haslev og Havdrup gennemsætter denne sprækketype en basal till og har en overordnet betydning for transport af forskellige stoffer til grundvandet.

Hydrosprækker dannes under dårlige subglaciale dræneringsforhold, hvor højt porevandstryk resulterer i intrusion af vand eller vandmættet sediment ind i nabosedimenter. Eksempler med lerfyldte sprækker i smeltevandssand og sandfyldte sprækker i moræneler er beskrevet i flere kystprofiler, samt på recente profiler på Island. Denne sprækketype er dog ikke observeret, på de her opmålte lokaliteter. Det skyldes formentlig, at de typisk optræder i den nederste del af moræneleret på grænsen til et evt. underliggende sandlag. Ingen af de her omtalte udgravninger bortset fra Ringe, fortsatte ned til en sådan grænse.

2.1.2 Kontraktion sprækker

Kontraktionssprækker dannes ved udtørring eller fryse-tø processer. De aftager med dybden og er udbredt i alle opmålte lokaliteter over grundvandsspejlet. Der skelnes imellem udtørringssprækker og sprækker dannet ved fryse/tø processer:

Frostsprækker kendes fra bl.a. arktiske områder i Norge og på Island, men hvor udtørringssprækker oftest danner vertikale uregelmæssige polygoner af varierende størrelser. Fryse/tø processer resultere i at moræneleret sprækker op i zoner med en typisk horisontal sprækkespacing på under 0,5 cm. Disse zoner er normalt vandmættede om vinteren men umættede om sommeren og vil når de er mættede kunne danne basis for et kraftigt lateralt flow, specielt på hældende overflader.
Udtørringssprækker findes næsten overalt, bortset fra sumpede, konstant vandmættede områder. De aftager generelt med dybden, men lokal topografi kan have stor indflydelse på indtrængningsdybden, således at lavtliggende områder har en væsentligt mindre indtrængning end højereliggende områder. De findes kun i finkornede sedimenter og gennemskærer ikke større sandlag/linser.

2.1.3 Neotektoniske sprækker

Nye undersøgelser har vist, at den danske undergrund er mere aktiv end hidtil antaget, og specielt i områder over den såkaldte Tornquist zone, der strækker sig tværs over Nordjylland og ned igennem Øresund, er der registreret småjordskælv og stadigt aktive bevægelser i jordskorpen. Målinger viser også, at områder over salthorste stadigt hæver eller sænker sig. Dette er potentielle områder for dannelse af neotektoniske sprækker. De neotektoniske sprækker er sjældne og lidet undersøgt, men de gennemsætter til gengæld hele lagpakken til stor dybde, og kan være af lokal stor betydning for transport af miljøfremmede stoffer til grundvandet. Opmålte neotektoniske sprækker i bl.a. Canada viser, at denne type tektonik er domineret af stejltstående normalforkastninger og sprækker, men generelt er vores viden om disse sprækker imidlertid meget begrænset, og videre undersøgelser burde derfor specifikt fokuseres på områder, hvor der angiveligt er sket en synlig forsætning af overfladen.

2.2 Till klassifikation og stratigrafi

Termen moræneler benyttes bredt om lerede, dårligt sorterede sedimenter, der er aflejret i et glacialt miljø. Der findes imidlertid mange forskellige glaciale miljøer, hvorunder moræneler kan aflejres. Det er derfor nødvendigt at lave en detaljeret analyse af moræneleret og klassificere det.
For at kunne lave en yderligere opdeling i specielle aflejringsmiljøer og processer relateret til bestemte isfremstød benyttes her den engelske procesrelaterede term "till" i stedet for moræneler. Till er sedimenter direkte afsat fra en gletscher (iskontaktsediment), enten som en basal till <u>under</u> gletscheren, som *deformation till, lodgement-till* eller *"subglacial melt-out-till"* (bundmoræne), eller <u>oven på</u> isen (supraglacialt) ved udsmeltning og nedglidning fra selve isen som *meltout* eller *flow-till* (flydemoræne).
Generelt skelnes der i forbindelse med analyse af sprækker ikke imellem de forskellige typer basale tills, men deres interne deformationsmekanisme er afgørende for dannelse af sprækker, og der skelnes derfor imellem deformationsmekanismerne i to typer basale tills: <u>A-type</u> der er deformeret blødt "ductile" og <u>B-type</u> der er deformeret sprødt "Brittle" (tabel 2-1).

De fleste till-aflejringer kan henføres til bestemte gletscherfremstød i den sidste istid (Weichel-istiden), der sluttede for ca. 10.000 år siden. Danmark blev i den periode overskredet af gletschere fra flere retninger, men specielt de sidste tre fremstød fra henholdsvis NØ (Hovedfremstødet ca. 24.000-18.000 år siden) og SØ (to Ungbaltiske fremstød ca. 16.000-14.000 år siden) præger de fleste områder i dag (Houmark-Nielsen, 1987).

Det er vigtigt for tolkningen af sprækkernes oprindelse at belyse om det undersøgte moræneler er afsat <u>foran</u> eller <u>under</u> en gletscher, samt i hvilken retning gletscheren bevægede sig. De geologiske undersøgelser omfatter bjergartsbeskrivelser efter Larsen et al. (1988), og kinetostratigrafiske undersøgelser efter Bertelsen (1978), der indbefatter beskrivelse af bjergarternes kornstørrelsesvariation, tekstur, sedimentære strukturer, farve, kalkindhold samt måling og beskrivelse af deformationer, skurestriber, fabrik m.m. Kombineret med

geotekniske undersøgelser og geomorfologisk analyse kan aflejringsmiljøet tolkes, og den mekaniske historie rekonstrueres.

Rent praktisk opmåles profilet ved at der optegnes en lithologisk log (Fig. 4). Et udsnit på ca. 4 meters bredde udvælges, og dybdeintervaller på 1 meter markeres på profilet ligesom kalkgrænsen markeres ved hjælp af en pipette med 10% HCL. Profilet fotograferes og markante geokemiske grænser (redoxgrænse og kalkgrænse) udtegnes sammen med dominerende sprækker og sprækkezoner. Der foretages klastfabrikanalyser (Krüger 1994) ved at måle langakseorienteringen af 25 aflange klaster i typisk 3 dybdeintervaller eller hvor der ses tydelige lithologiske skift. Der måles skurestriberetninger på sten og moræneleret tekstur beskrives (massiv, lagdelt, fissilt osv.) og evt. ledeblokke noteres.

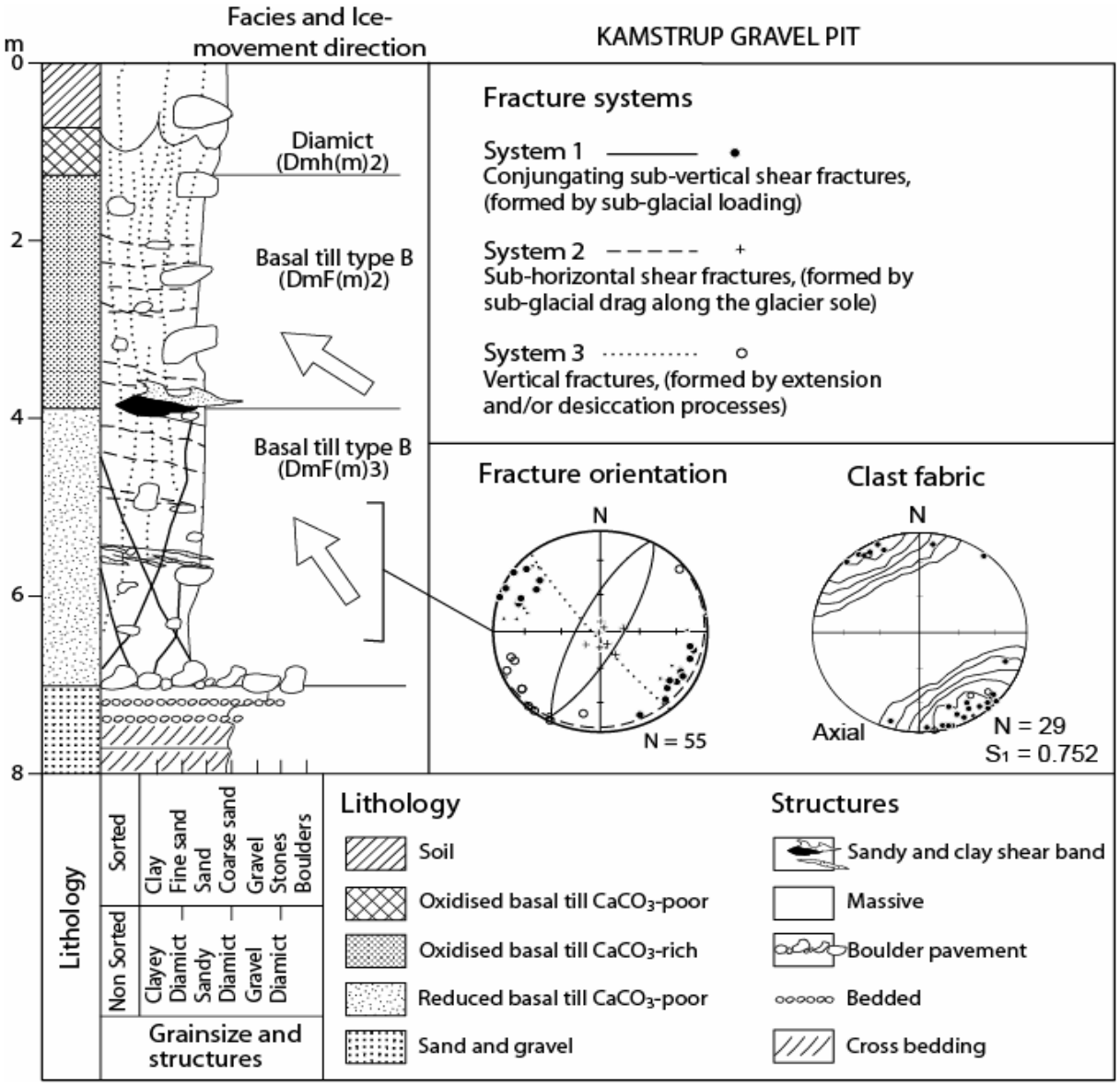
Classification of Fine-grained Diamict Deposits		
Till type	**Deposition process**	**Special characteristics**
Basal till Type-A Type-B	Basal tills are formed as a result of two processes: by plastering and deformation of glacial debris from the sliding base of a moving glacier (lodgement process), and as a result of incorporation into the till of the substratum under the sliding base of a moving glacier (pure deformation). Most basal tills are formed by a combination of these two processes. They may be separated by the mode of deformation as: A-type (ductile) and B-type (brittle) basal tills.	Generally massive, ice scoured stoss-lee side blocks. Boulder pavements. Consist of exotic material mixed with locally derived sediment. A-type (ductile deformation). Generally low to medium strength till, massive matrix with occasional water-escape structures and intrusion of hydro-fractures into the subsurface. Medium/strong fabric. Often drag folding or slump structures along base. (Poorly drained till) B-type (brittle deformation): High strength till, massive matrix, generally strong clast fabric. Often low dipping fissile shear zones, systematic fractured or faulted. (well-drained till)
Glacitectonite	A glacitectonite is a glacial breccie formed as a result of basal squeezing and crushing of the substratum by a moving glacier.	Medium-high strength, highly deformed (brecciated) transition towards underlying substratum primarily consisting of the still recognisable basement material mixed with till.
Subglacial melt-out till	Melt-out till is deposited by a slow release of glacial debris from the sole of a stagnant glacier by subglacial melting.	Low strength. Very strong clast fabric, layers draped over clasts. Clasts are less rounded than in the lodgement till. Often embedded rafts of substratum. Occasional isoclinal folds of sandy/silty bands.
Supraglacial Flow till	Flow-tills derived from any glacial material that is released from glacier ice or from freshly deposited till and which is redeposited by gravitational processes.	Low strength. Varied clast fabric, sometimes layered with inclusions of glaciofluvial sediments. Random orientation of fold-axes fractures and faults. Sometimes stacked sequences of debris-flows.
Supraglacial melt-out till	Derived from any glacial material that is slowly released from glacier-ice without being redeposited	Low strength. Sorted and unsorted sediments. Small basins with primary sedimentary structures, sometimes with small-scale faulting from collapse after melting of buried ice.
Waterlain diamicts (drop-till)	Glaciers and icebergs floating in lakes or oceans will release drop material to the sea or lake-floor sediments, and sometimes deform them directly by grounding. Occasional turbidites occur.	Glaciolacustrine, usually clay-rich, thick, sometimes laminated matrix mixed with drop material. Random fabric, occasional randomly deformed sand bodies/lenses. Glacio-marine: as above but with marine fauna, foraminifer, shells etc.

Tabel 2-1. Genetisk klassifikation af moræneler/sand i forhold til aflejringsmiljø, strukturelle, teksturelle og geotekniske egenskaber (Klint 2001).

2.3 Data analyse

Når hver sprækkes orden, position, orientering, minimumsstørrelse, form, overfladekarakter samt overfladebelægning er blevet opmålt og beskrevet, efter ovenstående metoder kan sprækkerne plottes i en såkaldt stereografisk projektion (Figur 2- 4), der giver et godt visuelt billede af sprækkernes orientering. Derved kan sprækkerne opdeles i familier af sprækker med ensartet udseende, størrelse og orientering. Systematiske parallelle sæt af sprækker kan identificeres som et cluster på stereonettet og sæt der har en naturlig forbindelse, f.eks. to konjugerede sæt af shearsprækker klassificeres de i systemer, hvorimod tilfældigt orienterede, uregelmæssige sprækker behandles i en gruppe for sig.

Antallet af sprækker pr. m (sprækkeintensiteten) samt den gennemsnitlige afstand imellem sprækkerne (*spacing)* kan dernæst beregnes for hvert enkelt sprækkesystem. Sprækkeintensiteten er den kumulative inverse værdi af spacing i de opmålte niveauer under overfladen, d.v.s. antallet af sprækker pr meter i et system af parallelle sprækker. Summen af alle sprække systemers intensitet angives som *bulk intensiteten*, og gennemsnitsafstanden imellem alle sprækkerne, hvis de blev arrangeret parallelt med hinanden, angives som den kumulative spacing.

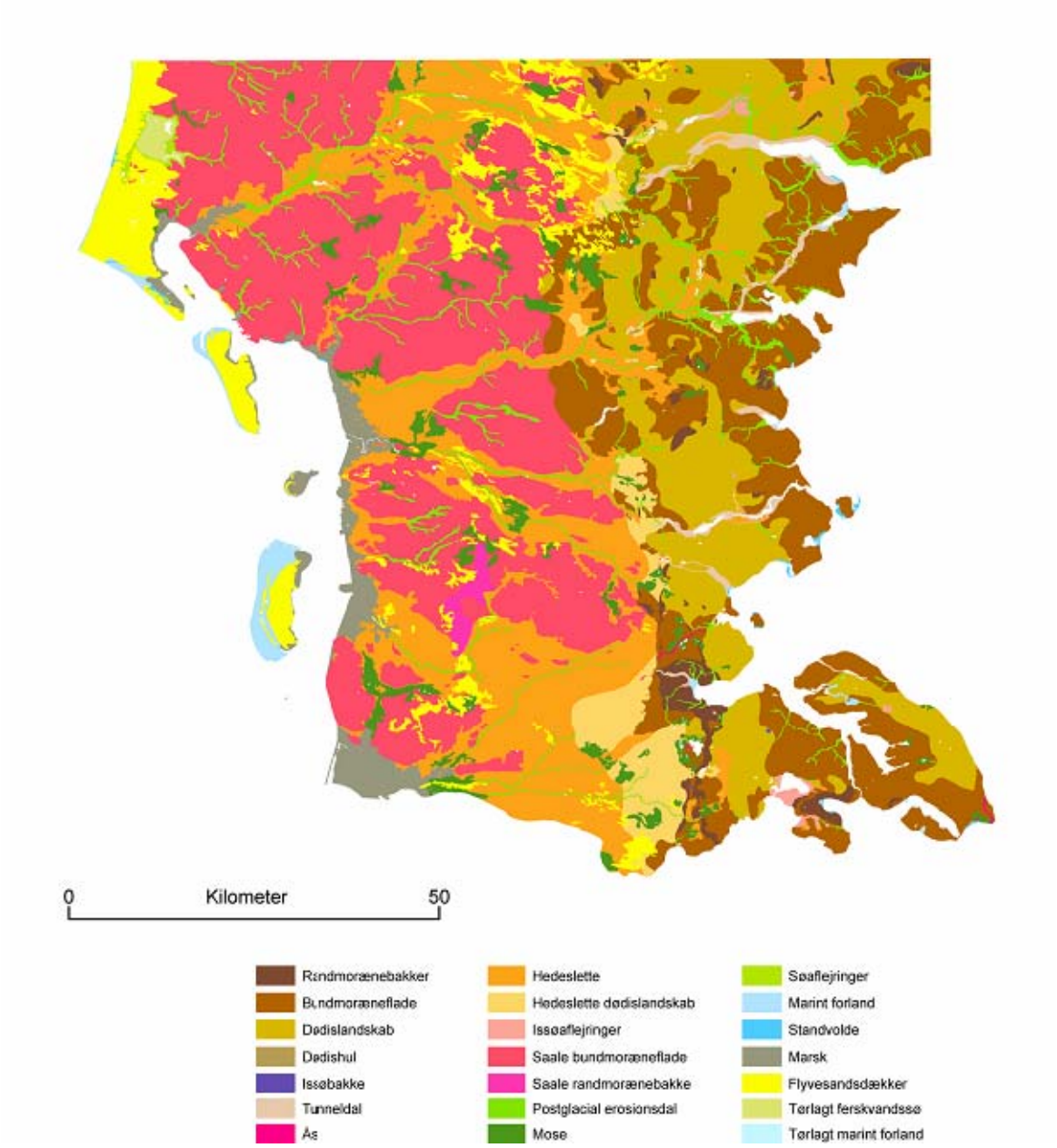


Figur 2- 4. Eksempel på klassifikation af sprækkesystemer i Kamstrup grusgrav, sammenholdt med till klassifikation og tolket isbevægelsesretning.

De mindre 3'die ordens sprækker kan ikke opmåles med denne metode, og de er derfor groft inddelt i vertikale/subvertikale og horisontale/subhorisontale sprækker. Det totale antal sprækkespor angives typisk i 20 cm intervaller fra overfladen til bunden af udgravningen. Denne værdi angives som *sprækkespors frekvensen*, og vil typisk være mindre end sprækkeintensiteten, da værdien ikke er målt vinkelret på sprækkernes orientering.

2.4 Geomorfologisk analyse

Sammenhængen imellem opsprækning og geomorfologi er essentiel, idet specielt sub-glaciale landskabstyper har vist sig ofte at indeholde relativt systematisk fordelte glacialtektoniske sprækker. Randglaciale landskabstyper er ofte tektonisk forstyrrede og dermed stærkt heterogene, hvorimod supraglaciale landskabsformer som fx dødislandskaber ofte overlejrer underliggende landskabselementer som hedesletter, moræneflader eller randmoræner. I øjeblikket er det digitale geomorfologiske kort over Danmark under udarbejdelse (Figur 2- 5).



Figur 2- 5. Geomorfologisk kort over Sønderjylland.

Ved hjælp af dette kort kan landskabet inddeles i områder præget af subglacial, rand-glacial eller proglaciale processer (tabel 2-2).

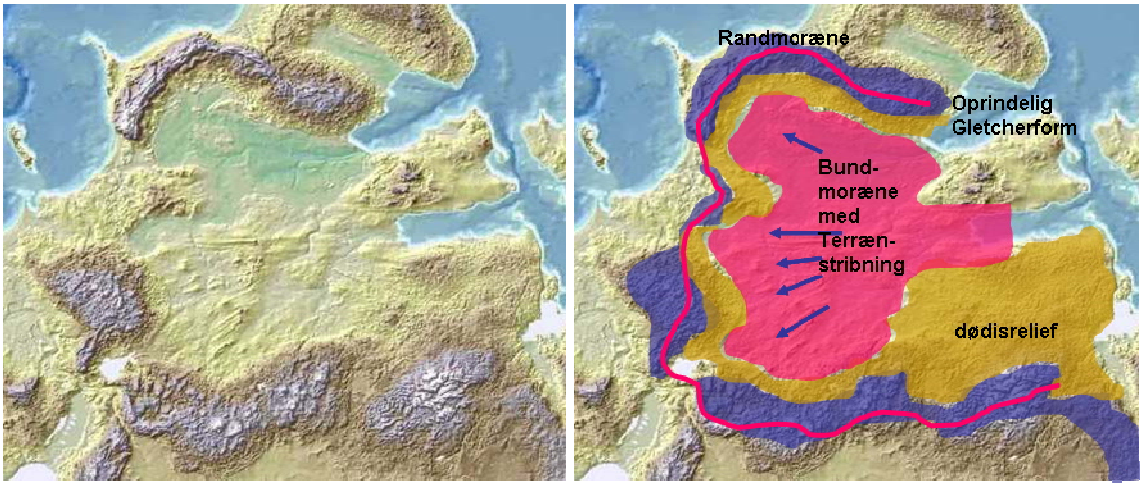
Aflejringsmiljø og Landskabsystemer	*Deformationsmekanismer og tilhørende sprækketyper*	*Associerede sedimenttyper*
Subglacialt landskab (dannet under en gletscher) Indbefatter alle de landkabstyper der formes under en gletscher. Morænefladen er den mest udbredte landskabstype, og består primært af moræneler/sand imens andre subglaciale landskabsformer såsom åse og drumlins ofte er domineret af sandede grusede sedimenter.	**Sprække typer samt andre deformations struktur:** Slæbefolder, revers og normal forkastninger. Intrusive sedimentfyldte sprækker, konjugerede stejlthældende shearsprækker, subvertikale ekstensions sprækker, lavvinklede shearplaner, breccier, og udshearede sandlinser. **Processer.** Glacialtektonik. Direkte tektonisk belastning hidhørende fra gletscherens tyngde og bevægelse hen over underlaget skaber en mængde deformationer. Ved lav vandmætning dominerer forkastninger og sprækker, imens folder og hydrosprækker (intrusioner) dominere ved høj vandmætning.	**Subglaciale sedimenter** Moræneler/sand (Basalt-till). Basal udsmeltnings moræne ler/sand (subglacial meltout till). Glacial breccie (glacitectonite) knusningsbjergart
Rand og supraglaciale landskab (Umiddelbart langs og foran gletscherranden). Her dominere moræneflader med dødisrelief samt randmoræne-landskabet, der består af materiale skubbet op eller udsmeltet direkte fra en gletscher. Derudover dominere smeltevandsaflejringer af forskellig type.	**Sprækketyper samt andre deformations strukture:** Konjugerede lav/stejlthældende shear sprækker og forkastninger. Revers forkastninger, overskydninger, folder og intrusioner i form af sand/mudder diapire og hydrosprækker i de subglaciale sedimenter. Tilfældigt orienterede forkastninger og folder i de proglaciale sedimenter. **Processer:** Proglacial opskydning af flager i specielle tilfælde. Nedsmeltning af dødis. (down-backwasting) med indsynkning og udbredt jordflydning.	**Supraglaciale sedimenter** Udsmeltnings moræneler/sand (supraglacial meltout till). Flydemoræneler/sand (flowtill). Smeltevandsler/silt/sand og grus.
Proglacialt landskab Her dominerer smeltevandssletten ofte med opragende partier af det ældre landskab (Bakkeøer). De områder der ikke har været dækket af is under sidste istid har været kraftigere påvirket af permafrost og heraf følgende udglatning af landskabet som følge af jordflydning.	**Sprækketyper samt andre deformations strukture:** Frost sprækker, sand/iskiler, evt. vand og sediment intrusioner samt flydestrukture. Normalforkastninger og sprækker optræder over ældre forkastningszoner. **Processer:** Fryse-tø processer og permafrost skaber iskiler, og såkaldt "grydejord" (cryoturbation) samt jordflydning af typisk de øverste 2 meter sediment på hældende flader. Neotektonik, typisk på grund af isostatisk landhævning ved tilbagesmeltning af gletschere (glacial rebound)	**Proglaciale sedimenter** Smeltevandsler silt/sand /grus Ferskvands ler/silt Marin ler/silt/sand (hævet havbund) Flydejord
Interglacialt landskab Det interglaciale landskab er det landskab vi ser i dag. Som følge af isens smeltning er vandstanden i verdenshavene steget, men dele af landet har siden hen hævet sig, og marine aflejringer ses specielt i den nordlige del af landet, der har hævet sig mest. Landskabet er ydermere stærkt præget af menneskelig påvirkning såsom dræning og intensivt landbrug samt byer og større anlægsarbejder. Under tidligere interglacialer var Danmark primært dækket af skov.	**Sprække/forkastningstyper:** Udtørringssprækker samt frostsprækker. Neotektoniske sprækker er typisk stejlthældende parallelt med større forkastninger (primært normalforkastninger). **Processer:** Neotektonik, som følge af mindre jordskælv, kendes fra områder over forkastningszoner eller saltstrukture. Lokal trykaflastning som følge af erosion af f.eks. kyst-klinter kan danne sprækker. Udtørring i sommerhalvåret skaber sprækker i den umættede zone. Menneskelig påvirkning (traktose ved brug af tunge maskiner eller kunstig sænkning af grundvandsspejl m.m). Kemisk og biologisk påvirkning af sprækker. (kemisk forvitring, rodhuller, gravende organismer som orme påvirker sprækkers hydrauliske egenskaber)	**Interglaciale sedimenter** Ferskvands ler/silt/sand Marin ler/silt/sand (Hævet eller inddæmmet havbund)

Tabel 2-2. Skematisk relation imellem landskabstyper, sprækkemekanismer, sprækketyper og associerede tektoniske processer og de sediment typer sprækkerne optræder i.

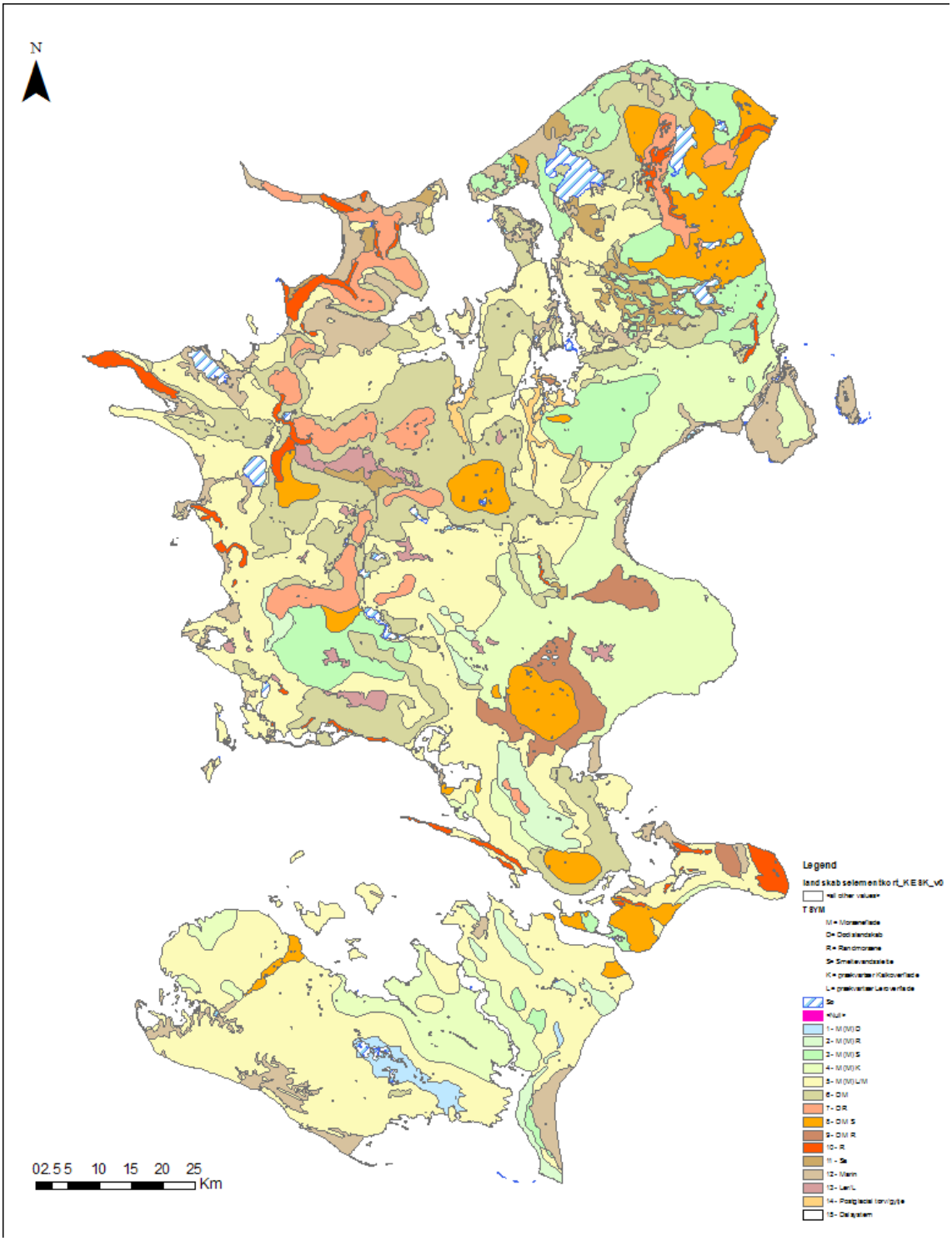
De subglaciale sprækkemekanismer påvirker kun sedimenter under selve gletscheren, og relaterede sprækker er derfor kun tilstede i sedimenter af samme eller ældre alder end isfremstødet. Sprækker, der overpræger eller genanvender ældre sprækker i f.eks. en lodgement till, kan derfor antages at være yngre og af "ikke glacial oprindelse" d.v.s. fryse/tø, udtørring eller neo-tektonisk oprindelse. Dette understreger betydningen af at kende et sediments alder og dannelseshistorie (till-klassifikation), når man skal klassificere sprækker.

2.5 Polymorfologiske analyse

Den geologiske variabilitet i et givet område er essentiel for vurderingen af sårbarhed. I stærkt forstyrrede områder som f.eks. Randmoræner med mange foldede og forkastede lag, vil der være mange "huller" igennem eventuelle lerlag. Her er betydningen af sprækker uvæsentlig. Sådanne områder vil umiddelbart opfattes som meget sårbare, og punktobservationer lader sig ikke opskalere. Områder med store ensartede moræneflader og ganske få variationer i geologien vil derimod opfattes som mere homogene, og her vil sprækkeudviklingen være mere systematisk udbredt i højere grad afhænge af lertykkelsen.
Det har også vist sig, at ikke kun den geomorfologiske ramme, men også de underliggende lag synes at have indflydelse på fordelingen af sprækker i moræneler. Således virker det sandsynligt, at områder dækket af en subglacial afsat landskabsform som f.eks. en bundmoræne, der igen overlejrer en landskabsform domineret af højpermeable bjergarter, såsom en smeltevandsslette eller en opsprækket kalkoverflade, er kraftigere opsprækket end en tilsvarende landskabsform, der overlejrer en lavpermabel landskabsform som feks issøler eller marint ler.



Figur 2- 6. Højdemodel for Nordvest Sjælland med de karakteristiske randmoræner Odsherredesbuerne, og tilhørende inderlavning med tydelig bundstribning, der angiver form og bevægelsesmønster af den gletchertunge, som formede landskabet for 16.000 år siden. Bemærk også hvorledes randmorænen og dele af bundmorænen er overpræget af områder med dødisrelief. Endelig er der til slut afsat marine aflejringer i de lavestliggende områder.



Figur 2- 7. Polymorfologisk kort over sjælland. Kortet er opdelt i følgende landskabskonfigurationer: Moræneflade over smeltevandsslette MS, dødislandskab MD, kalkoverflade MK, randmoræne MR, moræneflade MM, issøler ML, samt dødislandskab over smeltevandsslette DS, randmoræne DR, moræneflade DM. Derudover er ikke overskredne randmoræner og marine områder (både hævet havbund og inddæmmede områder) indtegnet.

Nye forbedrede højdemodeller (Figur 2- 6) kan også benyttes til at tolke eventuelle glaciale overprægninger (fx af dødissedimenter) og isbevægelsesretninger (drumlins og megalineationer) og dermed indgå i

tolkningen af sprækkeudbredelsen. Samlet giver disse data et godt grundlag for at opstille geomorfologiske modeller.

Ved at udføre detaljerede analyser af højdemodeller vil underliggende morfologier i visse tilfælde kunne udledes (Figur 2- 6). Ved implementering af jordartskort, boredata, basisdatakort m.m. kan man udlede yderligere overprægede landskabtyper. På Figur 2- 7 ses et eksempel på et sådant polymorfologisk kort, hvor de traditionelle geomorfologiske landsabselementer er yderligere opdelt i områder afhængig af de underliggende landskabselementer

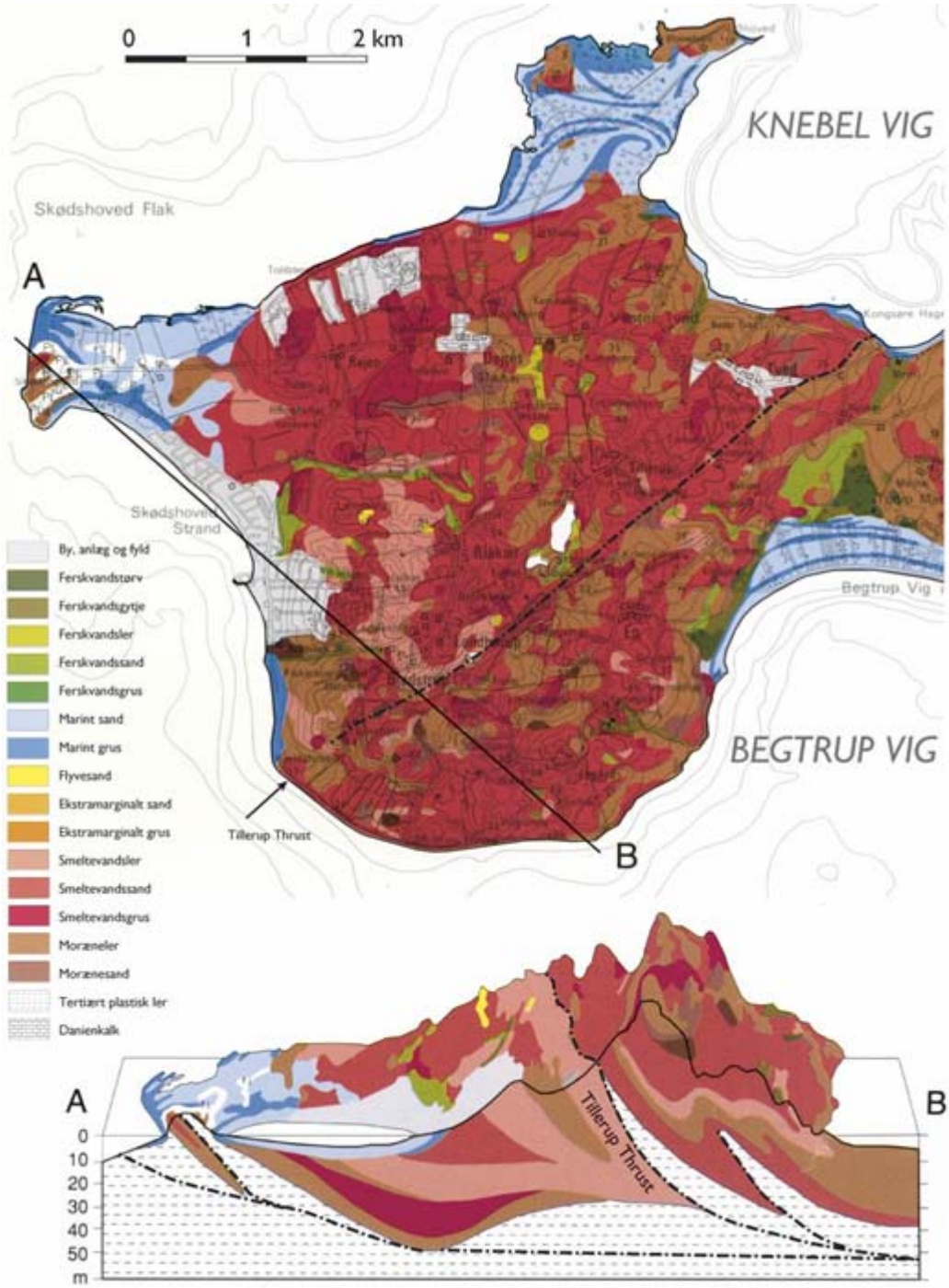
Denne opdeling kan benyttes til at opdele det geomorfologiske kort i mindre enheder med potentiel ensartet variabilitet af makroporer. En vurdering af den potentielle nedsivningsevne afhænger også af fordelingen af sandede og lerede jordarter inden for de enkelte landskabselementer, samt tykkelsen af det øverste lag. Derfor vil næste step naturligt være at lave en sammenligning med det geologiske kort.

2.6 Geologisk analyse

Det geologiske kort (Figur 2- 8) er et vigtigst kortgrundlag for opskalering af feltobservationer fra punktkilde til markskala, når det sammenholdes med det geomorfologiske og det topografiske kort. Ved hjælp af boredata og geofysiske opmålinger kan den tredje dimension (dybden) inddrages til konstruktion af 3D-geologiske modeller. Denne model vil udgøre grundlaget for opstilling af en hydraulisk model for et givet område.

Endelig giver det geologiske kort et fingerpeg om nedsivningshastigheden i et område, idet tilstedeværelsen af mange ”mosehuller” med postglaciale aflejringer på f.eks. en moræneflade indikerer ringe nedsivning, hvorimod moræneflader med få ”mosehuller” angiver hurtig nedsivning og potentiel opsprækning.

I tabel 2-2 gives en generel oversigt over relationerne imellem landskabselement, sediment typer og potentielle sprækkeforekomster:



Figur 2- 8. Geologisk kort med fordeling af sedimenttyper samt boredata indgår i konstruktionen af 3D geologiske modeller, der angiver dels tykkelse af de enkelte lerenheder, men også sammensætningen af de underliggende lag.

3 Sprækkefordeling i moræneler.

Tabel 2-3 giver en oversigt over de 31 lokaliteter, der er systematisk opmålt med samme metode. Det betyder at områderne kan sammenlignes direkte, når det drejer sig om geologisk variabilitet og forekomst af makropore/sprækker. I nogle af områderne findes der udover sprækkedata også en lang række af hydrauliske og kemiske data. Der er foretaget infiltrationsforsøg på flere af områderne, og de generelle transport og

nedbrydnings processer er godt beskrevet. Udover de her nævnte lokaliteter, ligger der omfattende undersøgelser fra følgende lokaliteter:
1. Skudersløse. 2. Aversi. 3. Højbakkegård. 4. Snubbekorsgård. 5. Farre. 6. Syvbæk. 7. Foulum. 8. Skælskør. 9. Hinnerup. (Københavns Energi 2005).
Beskrivelser af sprækker fra disse lokaliteter er ikke systematisk sammenlignelige med de øvrige opmålinger, og der mangler en geologisk ramme fra flere af disse, men de vil med en opfølgende geologisk analyse kunne inddrages i datasættet.

På Figur 2- 9 ses fordelingen af sprækker på 32 lokaliteter. (nogle lokaliteter er medtaget 2 gange, hvis opsprækningen varierer meget). Figuren viser sprækkedybden og gennemsnits afstanden (spacing) imellem alle stejlthældende sprækker, hvis de var anbragt parallelt med hinanden. Dette har vist sig at være en udmærket måde at illustrere sprække intensiteten med dybden. De horisontale sprækker er ikke medtaget i dette diagram, idet tætheden af horisontale sprækker afhænger af morænelerets struktur (lagdelt, massivt, shearet). De horisontale sprækker optræder især i morænebænkens øverste 3 meter (fryse tø sprækker) samt i bunden af bænken som tektoniske sandslirer. De har en stor betydning for udvikling af lateralt flow i perioder med højt grundvandsspejl, men ellers er det de stejlthældende sprækker, der styrer nedsivning til grundvandet. Disse data kan sammenholdes med lertykkelse og dybde til redoxgrænse (Figur 2- 10 og Figur 2- 11)

Opmålingerne fordeler sig på følgende geologiske rammer.

- MMK: 2 moræneflader på kalkoverflade: Rantzausgade, Englandsvej, Avedøre, Højstrup, Gjorslev. Haslev, Sigerslev.

- MS: 1 Moræneflade på smeltevandsslette (sandur): Mammen, Grundfør, Sletjökull, Solheimajökull, Scarborough Bluff.

- MMS: 2 moræneflader på smeltevandsslette (sandur): Tune, Kamstrup, Flakkebjerg, Havdrup, Lillebæk, Duffins Creek, Estrup, Vadsby.

- MD: Moræneflade på dødislandskab: Ringe

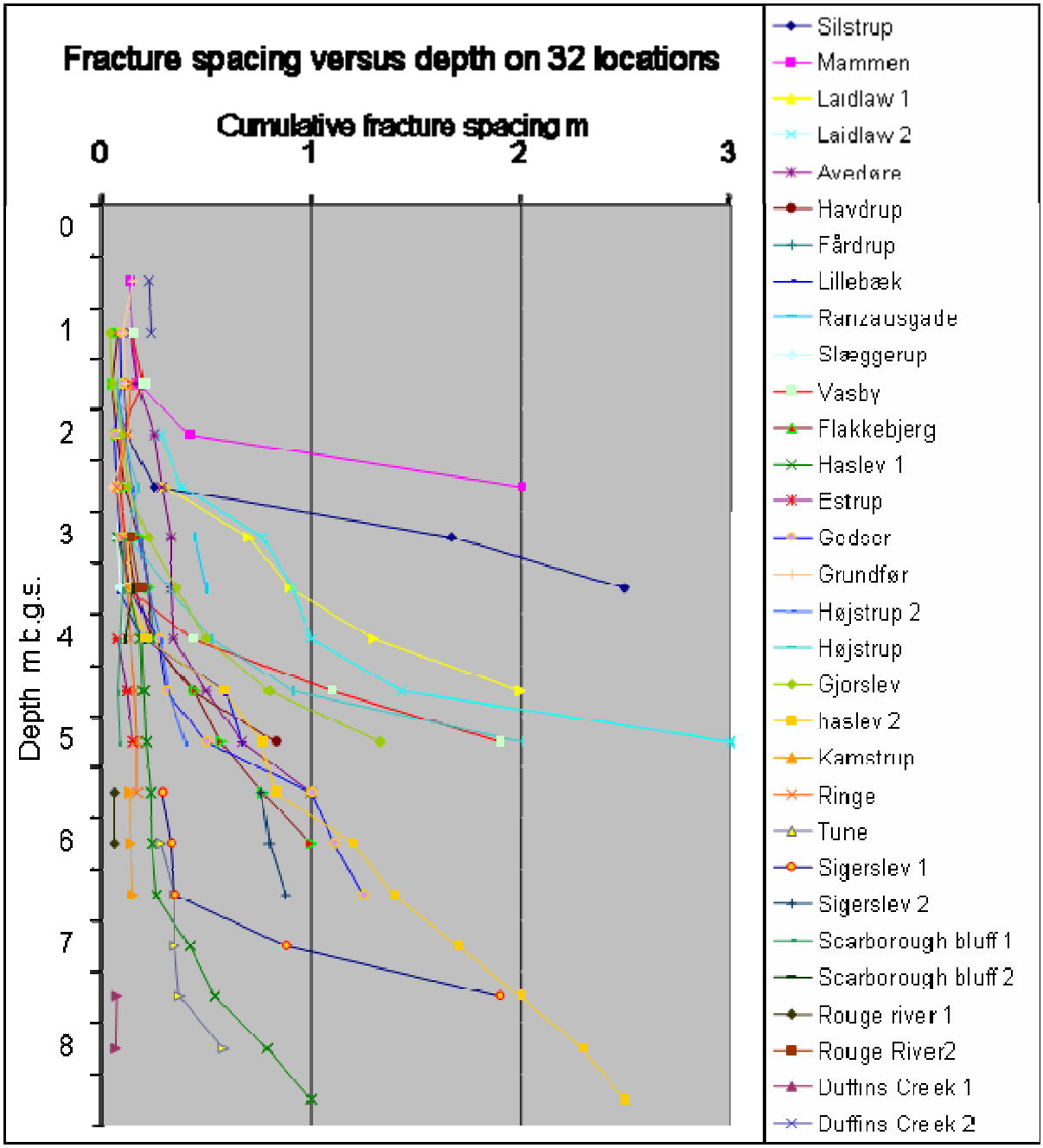
- DM: Dødislandskab på moræneflade: Slæggerup, Kötlujökull.

- MR: Moræneflade på randmoræne (overskredet randmoræne) Silstrup,. Fårdrup. Rouge River.

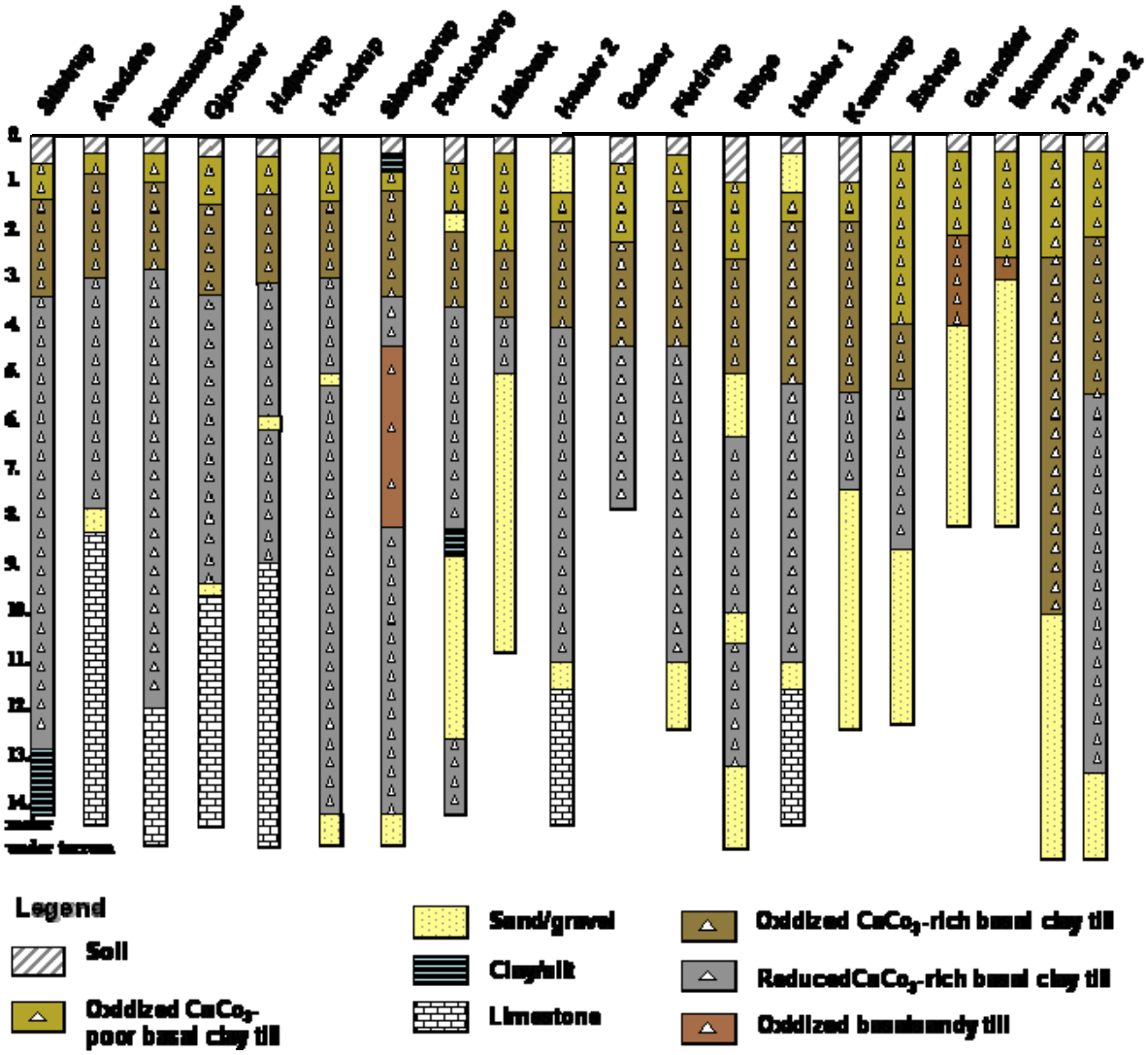
- RM: Randmoræne over marint ler Gedserodde Silstrup.

- L: Issøaflejring: Laidlaw (issøler på skifer),

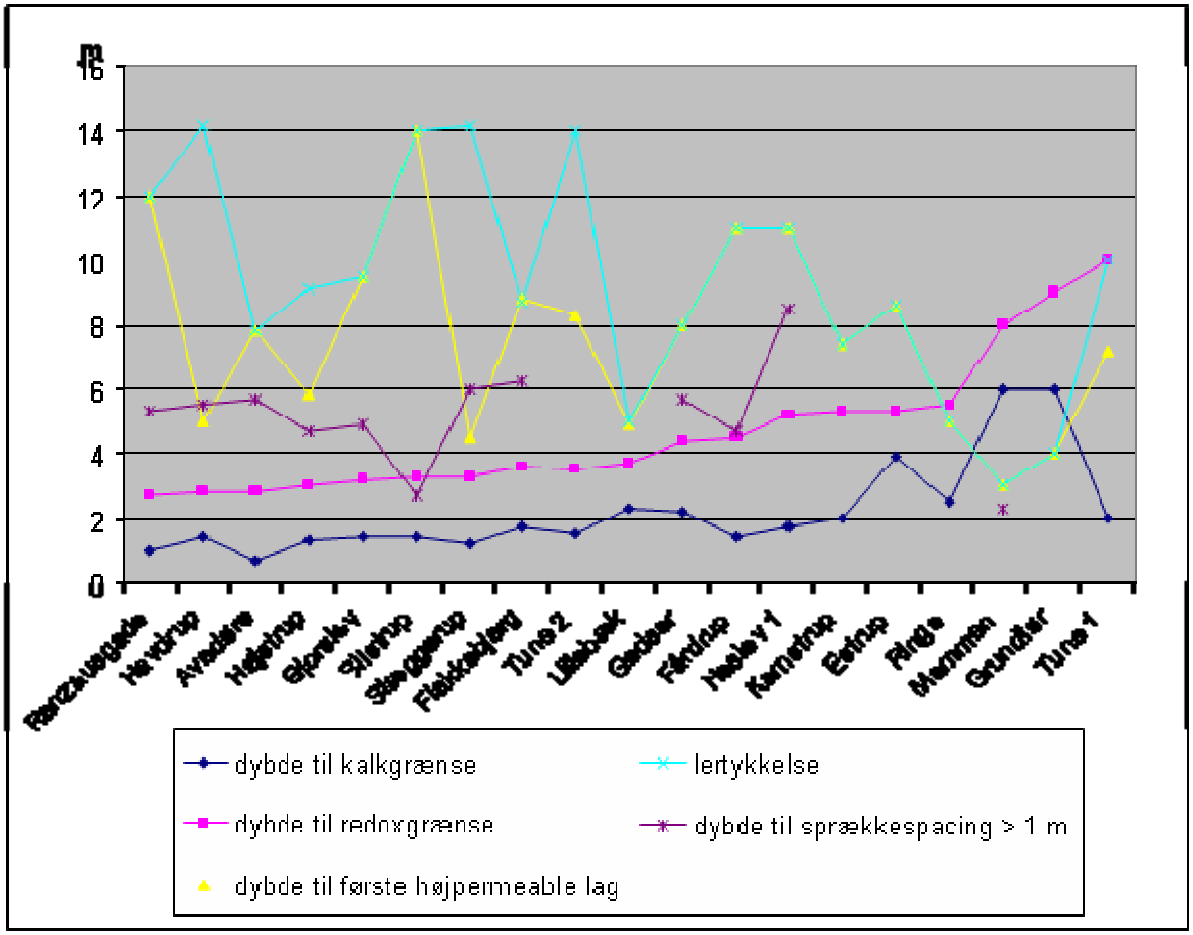
- LDMS: Kluzcewo (issøler på dødissediment på bundmoræne på sandur).



Figur 2- 9. Variation af gennemsnitlig afstand imellem sprækker (Spacing) i forskellig dybde på de i alt 32 ler lokaliteter, der er opmålt på nuværende tidspunkt efter samme princip og metoder.



Figur 2- 10. viser variationen af lertykkelse dybde til redoxgrænsen samt den geologiske ramme for af del af de danske lokaliteter.



Figur 2- 11. Relation imellem dybden til redoxgrænsen og en række andre parametre såsom dybde til første højpermeable lag, kalkgrænse, lertykkelse, og dybden til sprækkespacing over 1 meter.

Tabel 2-3: Ler lokaliteter hvor der systematisk er opmålt sprækker

Lokalitet	***Landskabstype***	***Antal udgravninger***	***Antal profiler***	***Maksimal sprække dybde***	***Antal sprækkesystemer***
Danske lokaliteter					
1. Silstrup	Randmoræne over marint ler	1	4	< 4 m	2
2. Estrup	Moræneflade (Bakkeø)	1	4	> 5 m	3
3. Ringe	Småbakket moræneflade over dødislandskab	4	24	> 5 m	3-4
4. Lillebæk	Småbakket moræneflade	1	4	> 4 m	3
5. Slæggerup	Dødislandskab o. moræneflade	1	4	> 5 m	3
6. Rantzausgade	Moræneflade over kalksten	1	4	> 3.5 m	3
7. Englandsvej	Moræneflade over kalksten	1	1	> 6 m	5
8. Avedøre	Moræneflade over kalksten	2	8	> 5.5 m	5
9. Kamstrup	Moræneflade over smeltevandsslette	1	1	> 7 m	3
10. Havdrup	Moræneflade	1	1	> 5 m	3
11. Haslev	Moræneflade over kalksten	1	4	> 9 m	3

12. Flakkebjerg	Moræneflader over smeltevandsslette	3	18	> 6 m	4
13. Fårdrup	Småbakket moræneflade på randmoræne	1	4	> 5 m	3
14. Mammen	Småbakket moræneflade over smetevandssand.	1	4	< 2 m	2
15. Grundfør	Småbakket moræneflade på sandur	1	4	> 3 m	2
16. Gjorslev	Moræneflade over kalksten	1	4	>5 m	3
17. Højstrup	Moræneflade over kalksten	1	4	> 5 m	3
18. Gedserodde	Randmoræne	kystklint	1	> 6 m	3
19. Vasby	2 Moræneflader på sandur	1	4	>5 m	3
20. Polmenakke	Randmoræne	kystklint	1	> 6 m	3
21. Tune	Moræneflade over smeltevandsslette	1	2	>8 m	2
22. Sigerslev	Moræneflader på kalksten	kalkgrav	2	~7,5 m	3
Udenlandske lokaliteter					
23. Laidlaw Canada	Ler slette (issøsedimeneter over bundmoræne og skifer)	4	16	Max 6m	1
24. Duffins creek Canada	Moræneflade over smeltevandsslette	flodbrink	1	> 8 m	3
25. Scarborrough Bluffs Can.	Moræneflader over søsediementer	kystklint	4	~6 m	3
26. Rouge River Can.	Moræneflade over randmoræne over skifer.	flodbrink	4	~10 m	3
27. Kluczewo Polen	Issøsedimenter over moræneflade/smeltevandsslette	3	6	~5 m	1+2
28. Solheimer jökull, Island	Moræneflade over smeltevandsslette	flodbrink	1	~2 m	2
29. Slettjökull, Island	Moræneflade over smeltevandsslette	flodbrink	2	~2 m	3
30. Kötlujökull, Island	Dødislandskab over moræneflade/smeltevandsslette	flodbrink	2	~1 m	1
31. Kluszcewo, Polen	Issøler/dødis/bundmoræne/smelt evandsslette	2	8	7	3
I alt 31 lokaliteter		43 blotninger	146 profiler		

4 Opskalering af sprækkeparametre for lerjorde fra punktkilde til markskala.

Mulighed for opskalering af målte hydrauliske parametre til markskala afhænger af den geologiske ramme. I det følgende vurderes muligheden indledningsvist rent subjektivt på en skala fra 1-10.

4.1 Moræneflade på kalkoverflade (MK)

Som det fremgår af tabel 2-3 er antallet af lokaliteter med moræneler på kalkoverflade relativt godt repræsenteret med 7 lokaliteter: Rantzausgade, Englandsvej, Avedøre, Højstrup, Gjorslev. Haslev, Sigerslev. Det er også inden for dette område, at man ser den største ensartethed imellem de enkelte områder. Avedøre og Kupa lokaliteterne (Højstrup og Gjorslev) er nøglelokaliteter for denne geologiske ramme, og der foreligger et righoldigt materiale om sprækkernes udbredelse og hydrauliske egenskaber. Generelt trænger sprækkerne ikke så dybt ned på Stevns og i Københavnsområdet. Avedøre er lidt speciel, idet der her er påvist neotektoniske sprækker, der tolkes at gennemsætte hele lagpakken. Det må bemærkes at kalkoverfladens hydrauliske egenskaber varierer kraftigt, og specielt ved Haslev måltes meget høj permeabilitet i kalken, hvilket kan sammenholdes med dannelsen af meget dybe sprækker (>10m). Det er derfor ikke uvæsentligt om kalkoverfladen består af fx skrivekridt eller bryozokalk. Det må umiddelbart konkluderes, at områder med stærkt knust kalk (højepermeabel) er langt mere sårbare end områder med relativt tæt massivt kalk. Så måske kan sårbarheden vurderes ud fra pumpetest i kalkmagasinet.

Mulighed for at opskalere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10). **8**

4.2 To eller flere moræneflader på smeltevandsslette (sandur) (MMS):

Områder med 2 moræneflader direkte på underliggende smeltevandsletter er også vel repræsenteret med 7 lokaliteter. (Tune, Kamstrup, Flakkebjerg, Havdrup, Vadsby, Lillebæk, Duffins Creek, Estrup).
Her ses nogle af de dybeste sprækker, der er målt (> 10 meter dybe), og specielt Tune Grusgrav er en nøglelokalitet, idet over 200 meter lange profiler er blottet her til en dybde af over 14 meter under terræn. Sprækkedybden i Tune varierer stærkt afhængig af morænelerstykkelsen, og det ses også her hvordan redoxgrænsen afspejler sprække dybden. 10 meter moræneler synes at være en magisk tykkelse, idet en tykkere lagpakke tydeligvis resulterer i langt mindre sprækker.
Flakkebjerg og Havdrup er ligeledes velundersøgt og udgør nogle af nøglelokaliteterne. Denne geologiske konfiguration tolkes at være generel sårbar for nedsivning.

Mulighed for at opskallere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10): **7.**

4.3 Enkelt moræneflade på smeltevandsslette (sandur) (MS).

Mammen, Grundfør, Sletjökull, Solheimajökull, Scarborough Bluff.
Umiddelbart er denne konfiguration endnu mere sårbar end den ovenstående, idet en relativ tynd basal till overlejrer et højpermeabelt sediment. Både Grundfør og de Canadiske og Islandske lokaliteter var da også gennemsat af sprækker, men ved Mammen var der kun udtørringssprækker. Dette tolkes at være en speciel situation, idet bundmorænen ved Mammen blev afsat da isen stod helt op imod hovedopholdslinien. De store hedesletter vest for hovedopholdslinien (her Karup hedeslette), samt de dybe subglaciale smeltevandsdale

(Gudenåsdalen) der har skåret sig dybt ned i den underliggende sandur (Teppestrupformationen), antyder at der har været et meget højt vandtryk under isen på dette tidspunkt. Det store porevandstryk og de dårlige dræneringsbetingelser har forhindret dannelse af sprækker. Samtidig har det dybtliggende grundvandsspejl efter isens bortsmeltning, sammenholdt med et lavt lerindhold, resulteret i hurtig forvitring og opløsning af kalk i matrix. Alt dette betyder, at selvom der ikke er sprækker af betydning ved Mammen, er området alligevel sårbart for nedsivning. Dette bekræftes også af det manglende drænbehov.

Mulighed for at opskalere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10): **8.**

4.4 Moræneflade på dødislandskab (MD).

Her findes kun én lokalitet nemlig Ringe. Ringe er til gengæld en af de bedst beskrevne områder i Danmark med data fra over 100 boringer og 4 store udgravninger samt fuldskala infiltrationsforsøg. Denne lokalitet er karakteristisk ved sin ekstreme variabilitet. På trods af et lerdække på ca. 5-8 meter er der områder med store sprækker lige ved siden af områder med ingen eller meget få sprækker. Som en af de største forureningsgrunde herhjemme kan man roligt sige, at området er sårbart. Der foreligger da også meget varierede hydrauliske data fra denne lokalitet. Generelt må det forventes, at bortsmeltning af begravet is indlejret i et overskredet dødislandskab vil fremkalde sætninger og indsynkninger i den ovenliggende moræneflade så der vil opstå talrige sprækker/forkastninger.

Mulighed for at opskallere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10): **3.**

4.5 Dødislandskab på moræneflade (DM).

Slæggerup, Kötlujökull.
Området ved Slæggerup (VAP-lokalitet) er præget af stor variabilitet i dødisedimenterne og mere systematisk fordeling af makroporer i morænefladen. Den relative ujævne topografi med mange afløbsløse lavninger (dødishuller) og relativt store variation i sedimenterne gør det vanskeligt at generalisere (opskalere) observationer fra udgravninger. Ved Kötlujökull på Island er området præget af ingen eller svag opsprækning grundet højt porevandstryk under afsætning af bundmorænen. Sammenlagt placerer Slæggerup sig i den svagere opsprækkede del, og det er spørgsmålet, om der er en sammenhæng imellem højt porevandstryk under isen og stagnering af gletcheren resulterende i svagere opsprækning. Tilstedeværelsen af mange mosehuller og småsøer i dødislandskaber rundt om tyder også på en generel langsom nedsivning. Så måske er denne landskabstype knap så sårbar.

Mulighed for at opskallere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10): **3.**

4.6 Enkelt moræneflade på randmoræne (MR) (overskredet randmoræne).

Silstrup, Gedserodde. Fårdrup. Rouge River.
På disse lokaliteter ses mange store sprækker med en noget ujævn fordeling. Dislocerede skiver af moræneler og smeltevandssand/grus danner ”afløb” ned til grundvandet. Da disse områder er præget af bakker, ses specielt i perioder med højt grundvandsspejl et meget kraftigt lateralt flow (blandt andet ved ved VAP-lokaliteten Fårdrup). Det betyder, at nedsivningen nok skal finde hen til ”afløbene”. Det betyder

generelt, at områder præget af isoverskredne randmoræner må anses at være mere sårbare på bestemte tidspunkter af året.
Samtidig er der stor variation af graden af opsprækning. Som det ses på fig. 2-8 og 2-9 er Silstrup svagt opsprækket og samtidig ved vi at den største nedsivning på VAP-lokaliteterne er observeret netop på Silstrup. Det skyldes naturligvis, at udgravningen var placeret et sted, hvor moræneler overlejrede marint glimmerler. Ved inspektion af kystklinten nærved (Silstruphoved) kunne det imidlertid konstateres, at hele randmorænen består af dislocerede skiver med vekslende permeabilitet. Der vil derfor også være områder med store sprækker og højere permeabilitet.
Kortlægning af randmoræner og deres interne opbygning er en stor udfordring, og generelt må sådanne områder anses at være relativt sårbare.

Mulighed for at opskallere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10): **2.**

4.7 Issøaflejring (L)

Laidlaw (issøler på skifer), Kluzcewo (issøler på bundmoræne).
Områder præget af tykke lerede/siltede søaflejringer må generelt anses at være de mindst sårbare områder. Her optræder kun udtørrings og fryse/tø sprækker til relativ beskeden dybde. Disse områder har generel et stort drænbehov, og det meste nedbør løber af som overfladeafstrømning enten i kanaler eller i gravede dræn. Dybden af udtørringssprækker afhænger naturligvis af klimaet, men også den lokale topografi styrer sprækkedybden. I Laidlaw (Canada) er der således udtørringssprækker ned til 5 meters dybde på bakketoppene, hvorimod sprækkerne sjældent nåede under 3 meters dybde i lavningerne.
Ved Kluczewo i Polen var et 2 meter tykt dække af issøler totalt gennemsat af sprækker og ydede derfor ingen beskyttelse af grundvandsspejlet. Det må generelt konkluderes, at hvis grundvandsspejlet ligger dybere end 5 meter, er 6 meter ler den kritiske tykkelse for effektiv beskyttelse af grundvandet. Ligger grundvandspejlet derimod højt, vil laveste grundvandsspejl samtidig markere maksimaldybden af sprækker.

Mulighed for at opskallere fra punktkilde til markskala på en skala fra1-10 (dårlig mulighed = 1) (God mulighed = 10): **9.**

Ud over de her beskrevne landskabselementer findes naturligvis også en række landskabstyper, der ikke er nævnt, fordi der ikke er lavet undersøgelser i dem. Af særligt vigtige landskabselementer kan nævnes:

- Moræneflade på ler
- Randmoræner R
- Randmoræner overpræget af dødislandskab DR
- Marine flader (Yoldialer feks.) L

5 Vigtige parametre til bestemmelse af opsprækning og sårbarhed i områder dækket af moræneler.

Dybde til redox grænsen: Sprækkernes intensitet og indtrængningsdybde afspejles tilsyneladende af dybden til redoxgrænsen. Jo dybere der er til grænsen, jo flere sprækker må der forventes at være. Denne dybde er ofte registreret i boredatabasen Jupiter på GEUS og kan benyttes til en mere regional vurdering.

De hydrauliske forhold i laget under moræneleret: Det er vigtigt at vurdere mulige dræneringsforhold i lagpakken under moræneleret, idet der synes at være overensstemmelse imellem kraftig opsprækning og god drænering under morænelersdækket.

Detaljeret geomorfologisk analyse: Moræneler bør ligeledes opdeles i potentielt belastet (basale tills) og ikke belastet (flow og meltout till samt drop till). Dette kræver en detaljeret geomorfologisk analyse suppleret med udvalgte feltdata fra udgravninger og evt. geotekniske opmålinger. Det er stadig et åbent spørgsmål, hvilken effekt topografien har på sprækkedannelse. Men det kan måske have en betydning, hvorvidt man befinder sig på læsiden eller stødsiden af en bakke i forhold til isens bevægelsesretning.

Total morænelers tykkelse: Tykkelsen af lagpakken er ikke automatisk et udtryk for god eller dårlig beskyttelse af grundvandet, men det kan konkluderes, at alle morænelere med en tykkelse under 6 meter må anses for potentielt opsprækkede, hvor tykkere lag kan være gennemsat af sprækker, især hvis de overlejrer højpermeable bjergarter. Undersøgelser af moræneler overlejrende højpermeable smeltevandssletter i Hedelandsområdet omkring Roskilde viser, at moræneflader med samlet tykkelse under 10 meter er gennemsat af sprækker, hvorimod pakker med tykkelse på over 14 meter kun er opsprækket ned til ca 6 meters dybde. Moræneler på lavpermeable bjergarter må derimod forventes at yde en væsentlig bedre beskyttelse af grundvandet. Flere undersøgelser bør imidlertid iværksættes for at belyse dette forhold, da der kun eksisterer få undersøgelser af sprækkefordelingen under 6 meters dybde.

Overfladehældninger: Bakkede områder må anses at være mere sårbare end flade områder på årstider med højt grundvandsspejl, idet lateralt flow i de ofte stærkt opsprækkede zoner i 2-3 meters dybde må anses for udbredt, når grundvandsspejlet er høj. Med stort lateralt flow vil eventuelle vertikale sprækkezoner eller sandlinser kunne fungere som dræn for større områder i kuperet terræn end i fladtliggende terræn.

6 Konklusion

På baggrund af en sammenstilling af eksisterende data foreslås en strategi for sammenligning af en række temaer, der potentielt kunne benyttes til at verificere, om det er muligt at udpege områder dækket af ler, hvor der optræder makroporer og dermed er potentiel større risiko for nedsivning af pesticider til grundvandet end i andre områder. Det skal understreges, at disse temaer ikke tager hensyn til nedbrydningsforhold, men udelukkende vurderer om der er "hul igennem" til grundvandet. En kvantitativ vurdering af hullets størrelse kræver indarbejdelse af hydrauliske undersøgelser fra de førnævnte forsøgslokaliteter.

Det anbefales således at fremstille og sammenligne følgende kort temaer evt. kun over Sjælland for at se om der skulle være en sammenhæng imellem følgende parametre.

- Polymorfologisk landskabsmodel med områder dækket af ler/moræneler
- Kort over eksisterende forureninger midlet i forhold til boretæthed
- Lertykkelseskort baseret på afstand til første sandlag over 0,5 m.
- Redoxtykkelseskort
- Tykkelse af umættet zone (ved at trække gundvandspotentialet fra topografien)

Sekundært kunne følgende temaer også testes:

- Grundvandsdannelseskort (baseret på observationer og ikke beregninger hvis det eksisterer)
- Overfladehældninger udtrykt i kurvetæthed
- Drænbehov

7 Referencer

Peer review artikler

1. Christiansen C.M,. Riis C., Christensen S.B., Broholm M.M., Christensen A.G., Klint K.E.S., Wood J.S.A., Bauer-Gottwein P., and Bjerg P.L. 2008: Characterization and Quantification of Pneumatic Fracturing Effects at a Clay Till Site. Environ. Sci. Technol., 42 (2), pp. 570–576

2. Frederiksen J.K., Klint K.E.S., Jørgensen M.E., 2003 Kvartæret under København. I: Ingeniørgeologiske forhold under København. Eds.: Fredriksen J.K. Eriksen F.S., Hansen H.K., Knudsen C., Jørgensen M.E., Møller H.M.F., Brendstrup J., 89-102.

3. Harrar, W.G., Murdoch L.C., Nilsson B. and Klint, K.E.S., 2007: Field characterization of a solute plume in a fractured glacial till. Hydrogeology Journal 15, pp. 1473-1488.

4. Jakobsen, P.R., and Klint. K.E.S 1999: Fracture Distribution and Occurrence of DNAPL in a Clayey Lodgement Till. Nordic Hydrology, Vol. 30, No, 4/5, pp 285-300.

5. Jørgensen P., Klint K.E.S., and Kistrup J.P. 2003: Monitoring Well Interception with fractures in Clayey Till. Groundwater Vol 41, No 6, pp 772-779.

6. Klint K. E. S., Gravesen P., Rosenbom A., Laroche C., Trenty L., Lethiez P., Sanchez F., Molinelli L. and Tsakiroglou C. D., 2004: Multi-Scale Characterization of Fractured Rocks Used as a Means for the Realistic Simulation of Pollutant Migration Pathways in Contaminated Sites: A Case Study. Water, Air, & Soil Pollution: Focus. Issue. 4-5 pp. 201-214

7. Klint K.E.S., Von Platen-Hallermund, F. and Christophersen M., 2006: Construction of 3D geological models in glacial deposits to characterise migration of pollution. Review of Survey activities 2005 (ROSA). Ed. M Sønderholm and A.K. Higgins. Geol. Survey of Denmark and Greenland Bul. 10. pp. 21-24.

8. Klint. K.E.S., in review. The interpretation and characterisation of fractures in till. Quaternary Science Reviews. 22. Accepted for publication.

9. Klint. K.E.S., and Gravesen P., 1999: Fractures and Biopores in Weichselian Clayey Till Aquitards at Flakkebjerg, Denmark. Nordic Hydrology. Vol. 30, No, 4/5, pp. 267-284.

10. Klint K.E.S., and Tsakiroglou C.D., 2000: A New Method of Fracture Aperture Characterisation. In Protection and Restoration of the Environment V. Proceedings of an International Conference, Thassos, Greece, Ed: V.A. Tsihrintzis, G.P. Korfiatis, K.L. Katsifarakis, A.C. Demetracopoulos. Vol 1. pp. 127-136.

11. 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.

12. Klint, KES., Abildtrup, C.A., Gravesen, P., Jakobsen, P.R., and Vosgerau, H. 2001: Sprækkers oprindelse og udbredelse i moræneler i Danmark. Vand og Jord 8, 3, 111-119.

13. Klint, K.E.S., & Fredericia, J., 1995: Sprækkeparametre i moræneler, Vand & Jord. 2. årg. okt. 1995 s. 208-214.

14. Gravesen P., Klint K.E.S., Ernstsen V., Jakobsen P.R 2001: Opskalering af morænelers egenskaber. Vand og Jord. 8. 4, 126-129.

15. Gravesen P., Klint K.E.S., Jacobsen O.S., Harrar W.G. Felding G., Jørgensen P. Fomsgaard I. And Spliid N.H., 2000: Transport af vand og pesticder i opsprækket moræneler. I Pesticider og grundvand, Temanummer fra Grundvandsgruppen Miljøforskning 42 under det strategiske miljøforsknings program april 2000.

16. Henriksen H.J., Barlebo H.C., Ernstsen V., Hansen M., Harrar W.G., Jakobsen P.R. Klint K.E.S. and Troldborg L. 2000: Anvendelse af regionale pesticidmodeller som prognoseværk-tøj. I Pesticider og grundvand, Temanummer fra Grundvandsgruppen Miljøforskning 42 under det strategiske miljøforsknings program april 2000.

17. Kistrup J., Jørgensen P.R. and Klint K.E.S., 2001: Prøvetagning af mobilt porevand i op-sprækket moræneler. Vand og Jord. 8. 4, 130-135.

18. McKay, L., Fredericia, J., Lenczewski, M., Morthorst, J., and Klint, K.E.S., 1999: Spatial variability of Contaminant Transport in a Fractured Till, Avedøre, Denmark. Nordic Hydrol-ogy. Vol. 30, No, 4/5, pp 333-360.

19. Nillson B., Sidle R.C., Klint K.E.S., Bøggild C.E., and Broholm K., 2001: Mass Transport and Scale-dependent Hydraulic Tests in a Heterogeneous Glacial Till - Sand Lens - Unconfined Sandy Aquifer System. Journal of Hydrology 243, pp. 162-179.

Rapporter

20. Klint K.E.S., Kasela T, Nilsson B and Haesseler F 2005. Site description, geological settings and core and soil sampling at the Kluczewo Airport, Poland. Deliverable report D2 and D3. November 2005. GEUS report no. 74, pp. 34.

21. Klint K. E. S., von Platen-Hallermund F. og Gravesen P. 2004: Geologisk model af RTA-grunden i Ringe. En digital 3-d geologisk model af området omkring RTA-grunden på Villavej i Ringe. Rapport nr. 95. s. 13.

22. Klint K.E.S. 2004: Undersøgelse af de geologiske forhold ved Gjorslev, Højstrup, Mammen og Grundfør, Bilag 2, side 1-24, i Afprøvning af Undersøgelsesmetoder med henblik på etablering af zoneringskoncept for danske lerjorde. Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Editor Vibeke Ernstsen. GEUS.

23. 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. p 38.

24. Klint K.E.S., 1998: Fractures in Pleistocene sediments in the Metropolitan Toronto area. Discrimination of Neotectonic or glaciotectonic fractures? Geological Survey of Denmark and Greenland., Report no. 110, p 56.

25. Klint, K.E.S., 1996: Fractures and Depositional Features of the St. Joseph Till and upper part of the Black Shale Till at the Laidlaw site, Lambton County, Ontario. GEUS (Geological Survey of Denmark and Greenland), report 1996/9, 39 p.

26. Klint K.E.S., 1998: Fractures in Pleistocene sediments in the Metropolitan Toronto area. Discrimination of Neotectonic or glaciotectonic fractures? Geological Survey of Denmark and Greenland., Report no. 110, p 56.

27. Klint K.E.S., Rosenbom A. and Gravesen P. 2001: Geological Setting and Fracture Distribution on a Clay Till site in Ringe, Denmark. In: TRACe-Fracture. Toward an Improved Risk Assessment of the Contaminant Spreading in Fractured Underground Reservoirs. GEUS Progress report no 36, pp. 21.

28. Klint K.E.S., & Fredericia J., 1998: Spatial distribution and characterisation of fractures at the Ringe Site., in: Pore-To-Core scale-up studies of the transport of organic pollutants with natural attenuation. Geological Survey of Denmark and Greenland Progress report no 103, pp 20.

29. Klint. K.E.S & Jakobsen, P.R., 1997: Sprækker i moræneler ved Haslev "Undersøgelse af sprækkers optræden, oprindelse og udbredelse på tjæreforurenet grund i Haslev (tidligere Haslev Gasværk)". Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS). Intern rapport. no. 154 pp. 25.

30. Jacobsen, P.R., & Klint, K.E.S., & Løset F., & Cherry, A., & Knudsen, C., 1995: Fractures in limestone outcrops in the Copenhagen area. DGU Service report no. 36.

31. Jørgensen P. og Nørskov N. D., 2005: Modellering af pesticidudvaskning: Datagrundlag for makroporer, strømning og stoftransport i moræneler Københavns Energi og Hedeselskabet pp 35.

32. Malinovski, D., & Klint K.E.S. 1997: Geotekniske undersøgelser af moræneler ved Flakkebjerg, (foreløbige resultater af geotekniske undersøgelser ved Flakkebjerg, SMP 96). Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse (GEUS) Intern rapport. no. 127, pp. 21.

33. Rosenbom A.E., Hansen M., Klint K.E.S.K., Lorentzen H.J. and Springer N. 2001: Image and SEM-analysis of Fractures in Granite. In: TRACe-Fracture. Toward an Improved Risk Assessment of the Contaminant Spreading in Fractured Underground Reservoirs. GEUS Progress report no 38, pp. 25.

34. Rosenbom A., & Klint K.E.S., 1998: Site description and geological settings. in: Pore-To-Core scale-up studies of the transport of organic pollutants with natural attenuation. Geological Survey of Denmark and Greenland, Progress report no. 102. pp. 17.

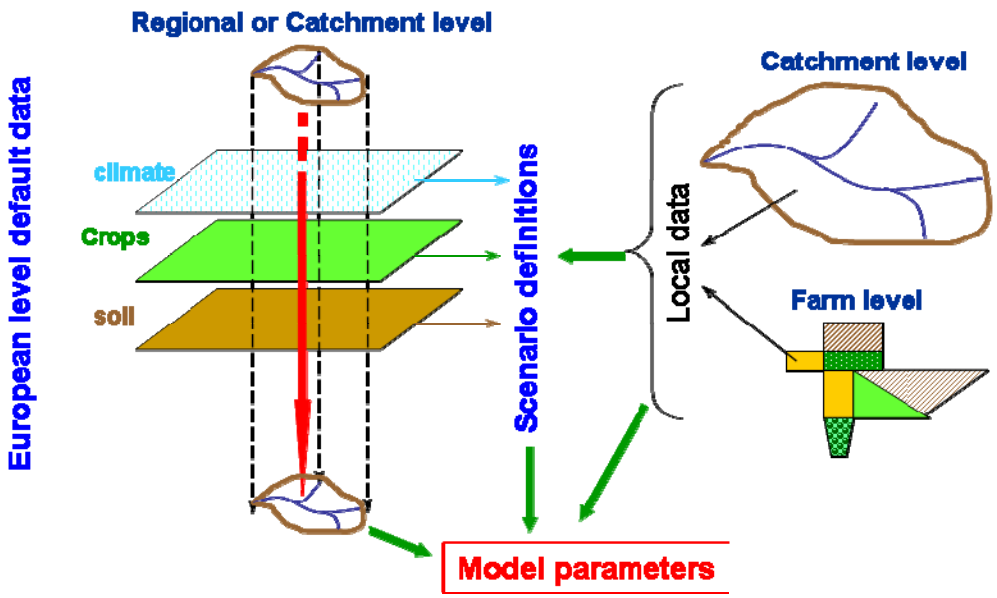
Bilag 3. Footprint metoden

Af Bo V. Iversen, DJF

Metoden

Udvaskning fra rodzonen fra lerede jorde i Danmark er simuleret ved hjælp af parametre, som er fremkommet efter FOOTPRINT fremgangsmåden. FOOTPRINT er et EU-projekt, som på EU-skala udvikler computer værktøjer til, med udgangspunkt i dominerende kilder og strømningsveje for pesticidforurening (Dubus et al., 2002), at estimere pesticid koncentrationen i overflade og grundvand, samt at vurdere hvilke tiltag der vil kunne mindske forureningen.

Princippet i et FOOTPRINT værktøj, som arbejder på regional skala, og som er anvendt i sammenhæng med KUPA-projektet, er skitseret i **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** (FOOTPRINT-ISPRA, 2007). Figuren viser, hvordan MACRO modelparametre bliver udledt fra tre informationslag: 1. Klima, 2. Afgrøder og sædkifter, og 3. Jordfysiske data.



Figur 3- 1. FOOTPRINT konceptet, som er blevet anvendt i KUPA projektet til parametrisering af MACRO modellen.

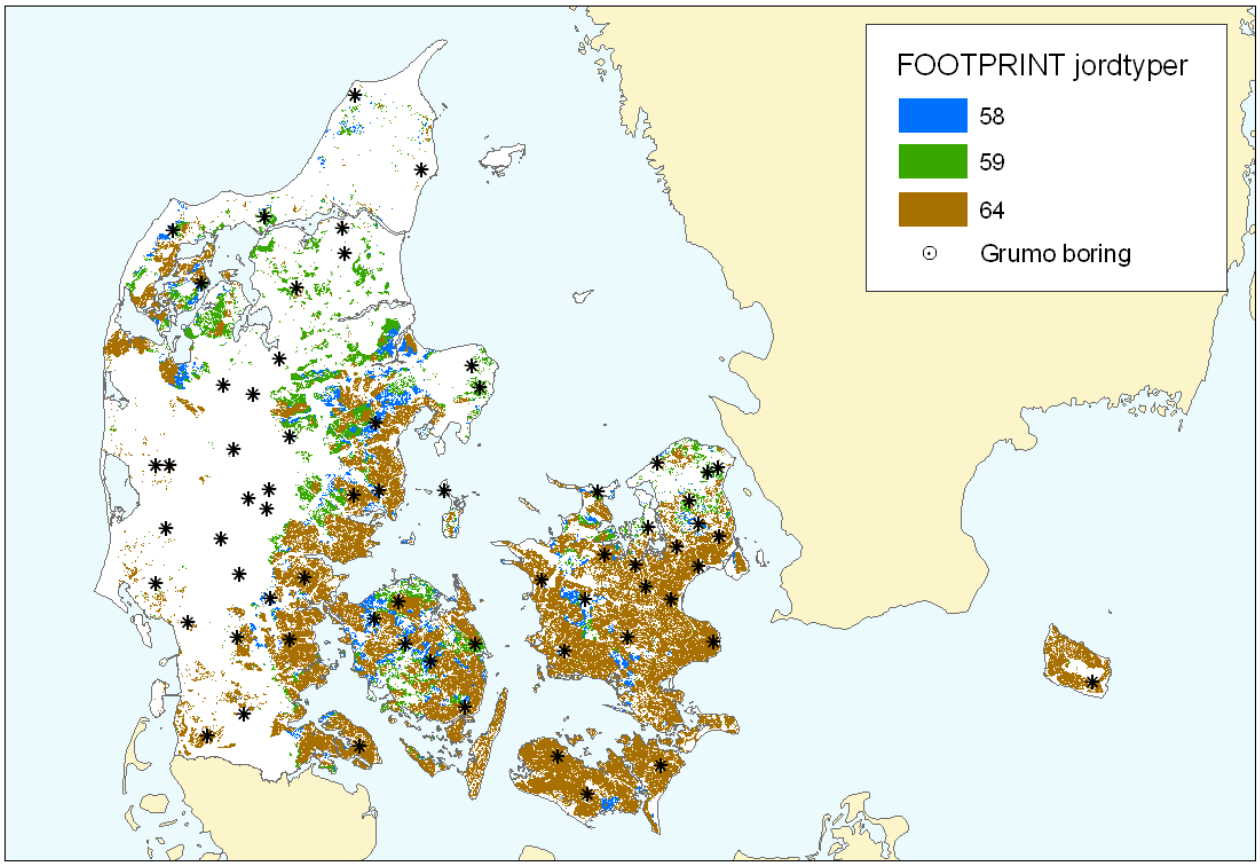
MACRO (v.5.1) (Larsbo et al., 2003, 2005) er en hydrologisk model, der simulerer pesticid udvaskning i jordmatrix domænet og makropore domænet med de parametre og jordtyper, som i dette tilfælde er definerede ved FOOTPRINT parametre og jordtyper (Se også bilag 5).

Analyse af de danske jordtyper

Tabel 3-1 Eksempel på teksturs ammensætning og øvrige egenskaber for estimering af jordhydrauliske egenskaber for FOOTPRINT jordtype: L11g.

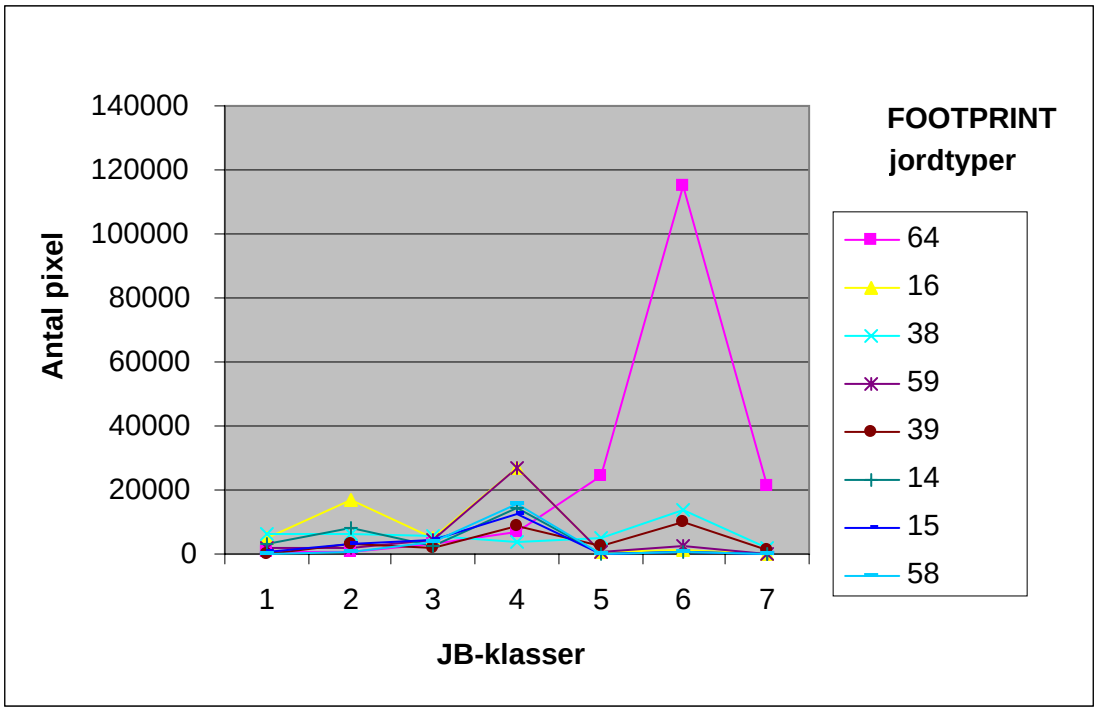
Horizon	Clay	Silt	Sand	pH	Dens.	Org C	d (cm)	Texture	Structure	Strength	Shape
Enhed	%	%	%	-	g cm^{-3}	%					
Aap	5	17	78	4.4	0.99	5.5	6	Loamy sand	fine	weak	blocky
Aap	5	17	78	4.4	1.1	5.5	24	Loamy sand	fine	weak	blocky
Ahb	4	16	80	4.2	1.04	6.9	10	Loamy sand	fine	weak	blocky
Bhe	4	15	81	4.2	1	3.4	15	Loamy sand	fine	weak	blocky
BC	4	10	86	4.5	1.03	1.5	5	Loamy sand	fine	weak	blocky
BC	4	10	86	4.5	1.03	1.5	10	Loamy sand	fine	weak	blocky
Cg	3	12	85	4.5	1.27	0.9	30	Loamy sand	fine	weak	blocky
Cg	3	12	85	4.5	1.27	0.9	100	Loamy sand	fine	weak	blocky

For at finde de relevante jordhydrauliske egenskaber for danske lerjorde (se eksemplet i Tabel 3-1) er der foretaget en analyse af FOOTPRINT projektets jordtyper i relation til de danske JB-klasse jordtyper. Udbredelsen af de 3 FOOTPRINT jordtyper, som bedst svarer til lerjordsområder, jævnfør klassifikationen af danske jordbundstyper (JB klassifikationen) ses på Figur 3- 2. FOOTPRINT jordtypen 64 udgør langt størsteparten af de danske lerjordsområder. På figur 3-2 ses følgende jordtyper. Brun: Jordtype 64, Blå: Jordtype 58 og Grøn: Jordtype 59. 8 af de 71 FOOTPRINT jordtyper, som dækker Danmark, omfatter i større eller mindre grad områder med 10% ler eller derover. Stjernerne i figur 3-2 angiver hovedboringen indenfor grundvandsovervågningsområderne (GRUMO).



Figur 3- 2. Udbredelsen af de mest udbredte FOOTPRINT jordtyper i danmark.

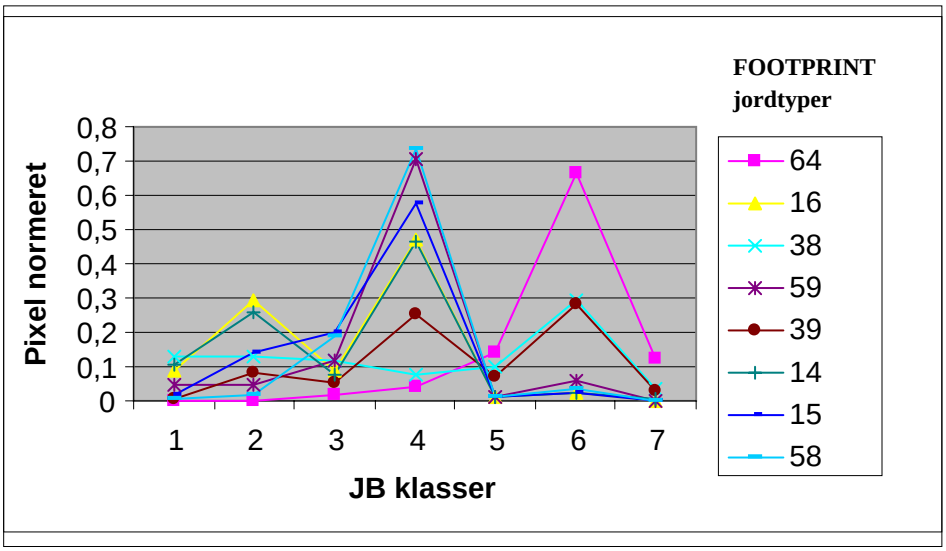
De danske lerjordsområder opfattes i nærværende projekt som jorde, der har mere end 10% ler i den øverste meter. Disse lerjorde ligger altovervejende indenfor tre af FOOTPRINT jordtyperne, betegnet 64, 58 og 59 (Figur 3- 2), som er domineret af JB-klasse 4 og 6 (JB-klasserne 4,5,6,7 og 8 indeholder pr definition mere end 10% ler), Figur 3- 3 og Figur 3- 4. Det gælder for alle de 8 FOOTPRINT jordtyper, som indeholder en andel af lerjorde, at de omfatter delarealer, som hører til alle JB-klasser fra 1-7, samt humusjord. FOOTPRINT jordtyperne er således ikke identiske med de danske JB-klasser, idet de er baseret på en anden teksturopdeling og er mere kvalitative, end den inddeling vi anvender i dansk jordbrugssammenhæng (fx indgår information vedrørende beliggenhed af grundvandspejlet i FOOTPRINT jordtype klassifikationen). Derfor er der her især fokuseret på de 3 nævnte FOOTPRINT jordtyper (64,58 og 59), for hvilke størsteparten ligger inden for arealer med et lerindhold på 10% eller mere i den øverste meter af jorden. Fordelen ved og argumentet for at benytte oplysninger fra FOOTPRINT projektet til trods for disse forhold er, at det har muliggjort at anvende allerede indsamlede data og simulerede pesticid koncentrationer for en række kombinationer af jordegenskaber, arealanvendelser, sædskifter og klima.



Figur 3- 3. Den arealmæssige størrelse i form af pixels (250m x 250m) for hver JB-klasse indenfor de FOOTPRINT jordtyper, som indeholder en andel af lerjord. Figuren viser data for A-horisonten.

Med henblik på at udvikle grundlaget for udpegning af særligt pesticidfølsomme lerjordsarealer er der som nævnt her fokuseret på FOOTPRINT jordtyperne 64, 58 og 59, som omfatter de mest udbredte (~36% af Danmarks areal) og karakteristiske lerjordstyper i Danmark (moræneler), og som i store træk svarer til JB-klasserne 4 og 6 (se kolonnen "Forklaring" i Tabel 3-2). Også de mindre udbredte FOOTPRINT jordtyper 38 (7,6% af Danmarks areal) og 39 (5,3%), udgøres i høj grad af JB-klasse 6, men de tillægges mindre vægt end FOOTPRINT jordtyperne 64, 58 og 59, fordi de indeholder forholdsvis store proportioner af andre JB-klasser end de mest lerede (JB nr. 1 til 3, samt 11 Humusjord), og fordi de således i betydeligt omfang ligger geografisk uden for områderne med mere end 10% ler. Det fremgår af Tabel 3-2 og Figur 3-2, 3-3 og 3-4, at jordtype 64 er den mest udprægede lerjordstype (64 udgør 27,3% af det danske areal).

Det forventes således *a priori*, at resultaterne for FOOTPRINT jordtyperne 64, 58 og 59 også vil gælde for de dele af FOOTPRINT jordtyperne 38 og 39, som ligger indenfor de lerede områder. I forbindelse med en praktisk udnyttelse til zonering vil resultaterne kunne optimeres ved at lægge de danske data og jordbundsklasser direkte til grund for simuleringerne og vurderingen. Beregningerne på grundlag af FOOTPRINT jordtyper viser således en fremgangsmåde, men udnytter ikke fuldt ud detaljeringsgraden i danske data.



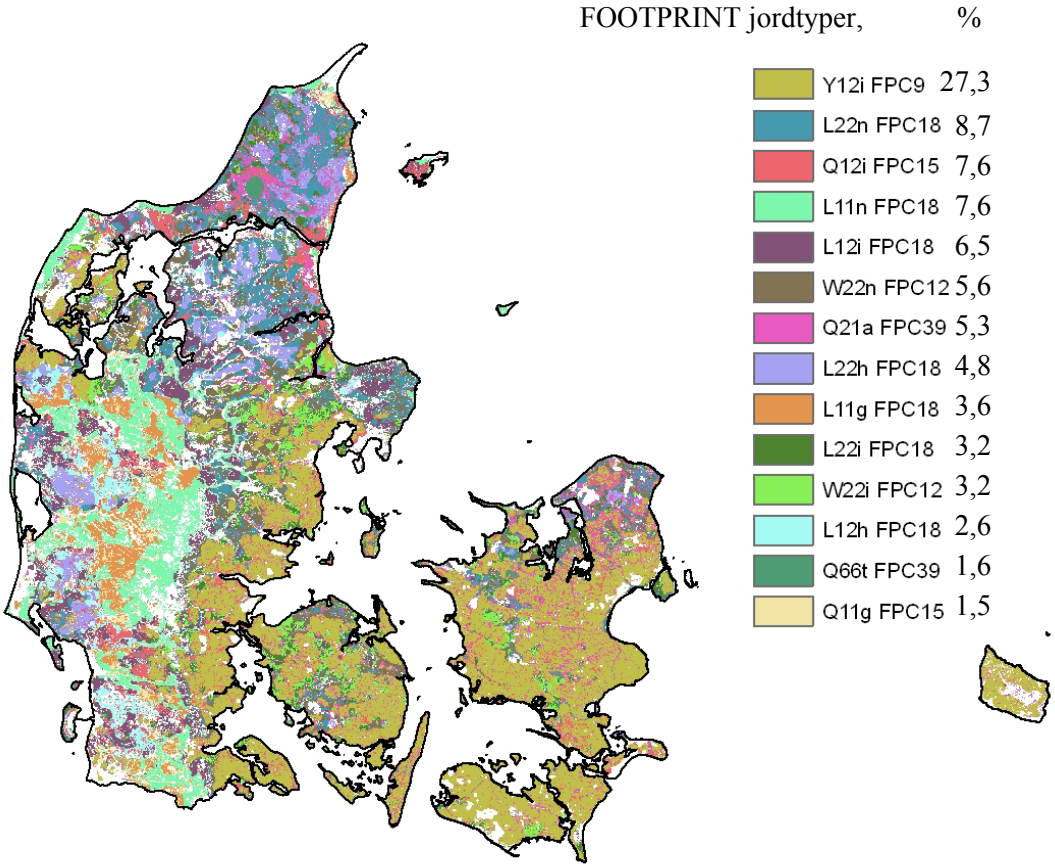
Figur 3- 4 De 8 FOOTPRINT jordtyper er her fordelt (normeret) efter, hvor mange pixels de indeholder indenfor hver af JB-klasserne 1-7 i A-horisonten (1 pixel er 250x250m). De lerede jordbundsklasser udgøres af JB nr. 4, 5, 6 og 7, se forklaring i Tabel 3-2. Jo lavere JB-klassenummer, jo mere sandede er jordarterne. JB-klasserne 1, 2 og 3 har mindre end 10% lerindhold.

Tabel 3-2. Fordelingen af JB-klasser, i areal-fraktion, indenfor de 8 mest udbredte FOOTPRINT jordtyper, som indeholder et delareal med lerjord (FOOTPRINT typerne 64, 58, 59, 38, 39, 16, 14 og 15).

JBnr	Forklaring	64	58	59	38	39	16	14	15
1	Grovsandet jord	0,0019	0,0056	0,048	0,13	0,0073	0,089	0,11	0,016
2	Finsandet jord	0,0021	0,016	0,05	0,13	0,084	0,3	0,26	0,14
3	Grov lerblandet sandjord	0,017	0,19	0,12	0,11	0,05	0,091	0,077	0,2
4	Fin lerblandet sandjord	0,04	0,73	0,71	0,077	0,25	0,47	0,46	0,57
5	Grov sand-blandet lerjord	0,14	0,0097	0,012	0,10	0,07	0,011	0,0093	0,01
6	Fin sandblandet lerjord	0,67	0,038	0,058	0,29	0,28	0,024	0,024	0,025
7	Lerjord	0,12	0,0009	0,0021	0,037	0,03	0,0018	0,0036	0,0011
11	Humus	0,012	0,0066	0,0049	0,11	0,22	0,018	0,055	0,033

DK-hydrauliske parametre i forhold til de tilsvarende værdier i FOOTPRINT

Figur 3-5 viser kortet over de fjorten mest udbredte FOOTPRINT jordtyper og Tabel 3-3 viser den procentvise fordeling af disse i Danmark. Som det fremgår af kortet og tabellen udgør den mest udbredte FOOTPRINT jordtype (Y12i) store dele af, hvad der svarer til den Østdanske moræne. Den næstbedst repræsenterede FOOTPRINT jordtype (L22n) er repræsenteret i store dele af Vendsyssel, Himmerland samt Vestjylland. Den tredjemest repræsenterede FOOTPRINT jordtype (Q12i) er repræsenteret i det meste af landet, hvorimod den fjerdemest repræsenterede (L11n) er repræsenteret i det centrale og vestlige Jylland på de sandede jorde. Alt i alt udgør de 14 mest udbredte FOOTPRINT jordtyper 89 % af Danmarks samlede area.

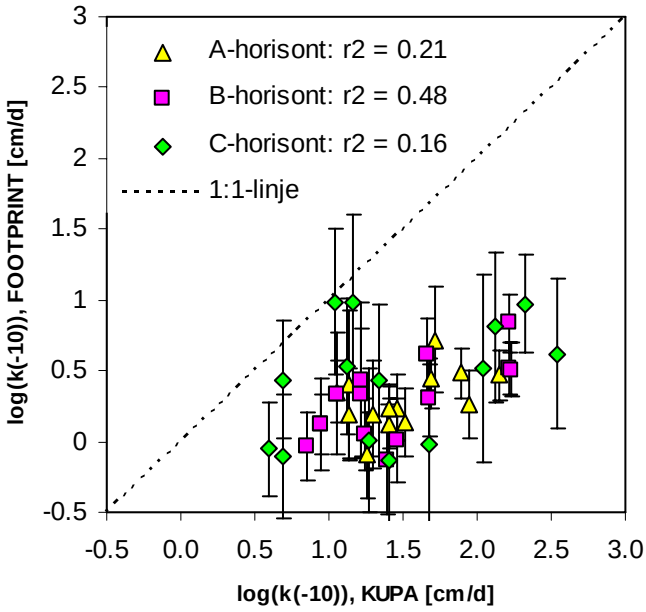


Figur 3- 5 De mest udbredte FOOTPRINT jordtype typer i Danmark.

Tabel 3-3. Den procentvise fordeling af 14 bedst repræsenterede FOOTPRINT jordtyper i Danmark.

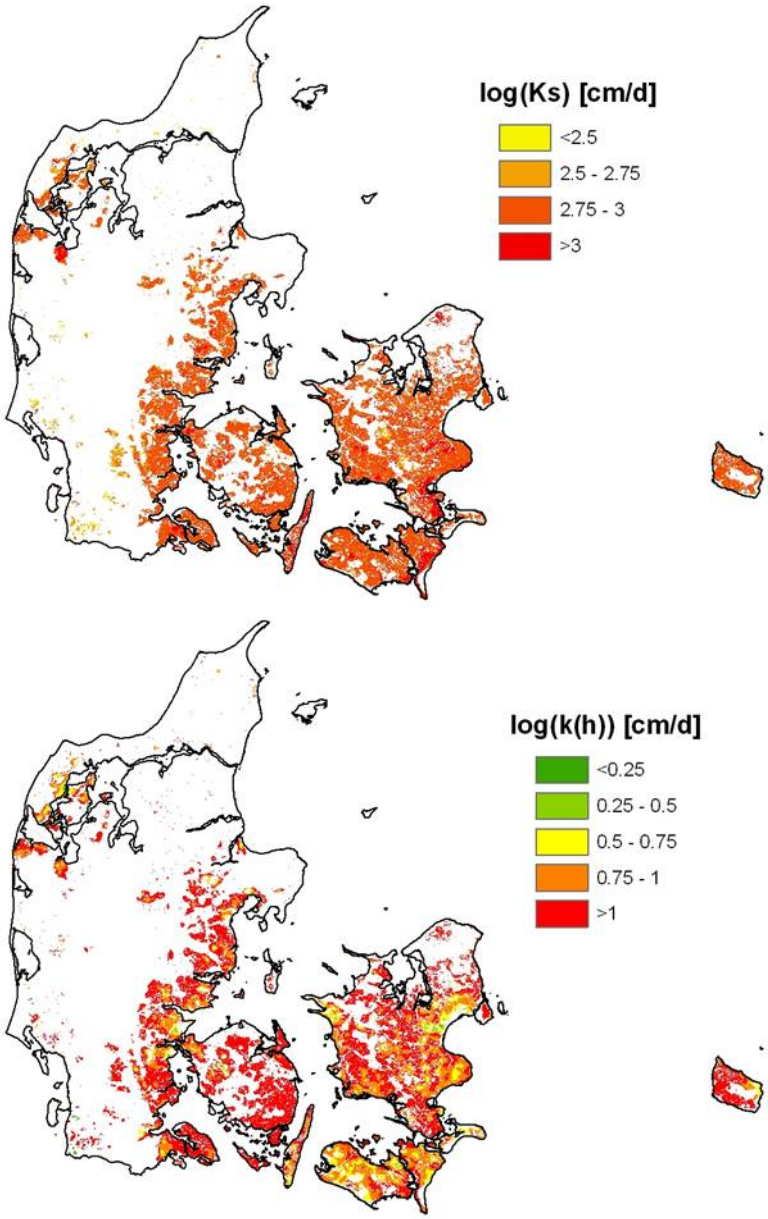
FOOTPRINT jordtype	% af DK
Y12i FPC9	27.3
L22n FPC18	8.7
Q12i FPC15	7.6
L11n FPC18	7.6
L12i FPC18	6.5
W22n FPC12	5.6
Q21a FPC39	5.3
L22h FPC18	4.8
L11g FPC18	3.6
L22i FPC18	3.2
W22i FPC12	3.2
L12h FPC18	2.6
Q66t FPC39	1.6
Q11g FPC15	1.5

Da MACRO-simuleringerne i FOOTPRINT er baseret på hydrauliske værdier udledt af pedotransferfunktioner, der ikke baserer sig på danske jorde, vil det være relevant at sammenligne disse med de hydrauliske værdier beregnet i KUPA-projektet for at vurdere, om der er en rimelighed i antagelserne i FOOTPRINT. Figur 3- 6 viser et plot af k(-10) (log-værdier) prædikteret i henholdsvis FOOTPRINT- og KUPA-projekterne inden for de 14 mest udbredte FOOTPRINT jordtyper, Tabel 3-3. Som det fremgår af figuren ligger værdier prædikteret i FOOTPRINT en halv til en hel størrelsesorden lavere end prædiktionerne i KUPA-sammenhæng. Indenfor de enkelt FOOTPRINT jordtyper varierer værdierne prædikteret i KUPA dog betydeligt, hvilket sandsynligvis skal begrundes i, de relativt grove inddelinger i teksturklasser samt grove nuancering af indholdet af organisk stof i forbindelse med udpegningen af de forskellige FOOTPRINT jordtyper. De fysiske principper, der baserer sig på prædiktionen af K_{sat} i FOOTPRINT er forskellige fra den måde Ksat bliver prædikteret i KUPA-sammenhæng. Derfor vil en sammenligning af Ksat i dette henseende ikke være relevant.



Figur 3- 6. K(-10) (log-værdier) inden for de forskellige FOOTPRINT jordtyper prædikteret i henholdsvis FOOTPRINT- og KUPA-projektet. Fejllinjerne viser ±1 standardafvigelse.

Log(k(-10)) og log(K_{sat}) varierer merst indenfor den FOOTPRINT jordtype, som er mest udbredt i Danmark (Y12i). Specielt log(k(-10)) varierer meget indenfor FOOTPRINT jordtypen med lave værdier indenfor de områder, hvor lerindholdet er højt, Figur 3- 7. Log(K_{sat}) varierer i en mindre grad indenfor det samme område, men også her ses lave værdier indenfor de mest lerede områder. Variationen indenfor den samme FOOTPRINT jordtype kan også her begrundes i den relative grove inddeling af teksturklasserne sammenlignet med den inddeling, der anvendes ved prædikteringen ved brug af de neurale netværk.



Figur 3- 7. Variationen af log(k(-10)) og log(Ksat) indenfor den FOOTPRINT jordtype 64 som er mest udbredt i Danmark.

Referencer

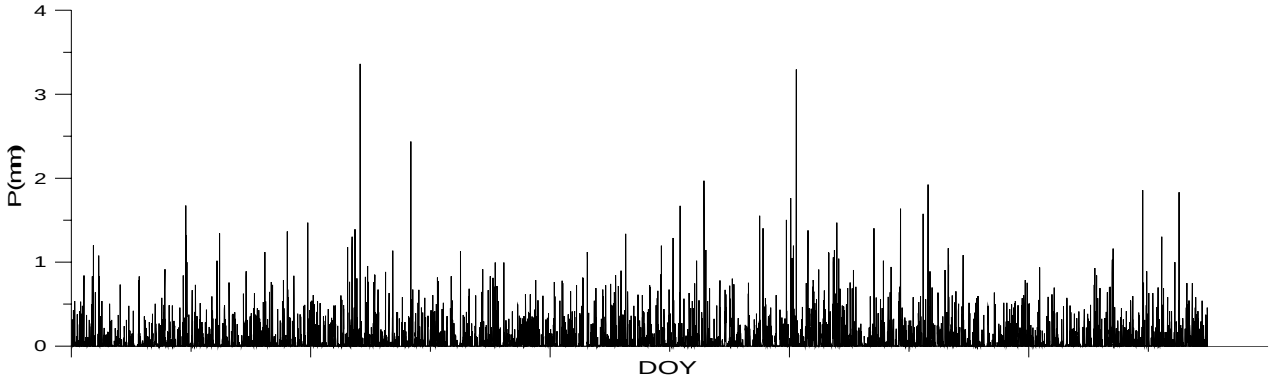
Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation & Drainage Paper 56.

Larsbo, M., Roulier, S., Stenemo, F., Kasteel, R. & Jarvis, N. 2005. An improved dual-permeability model of water flow and solute transport in the vadose zone. Vadose Zone Journal, 4, 398–406.

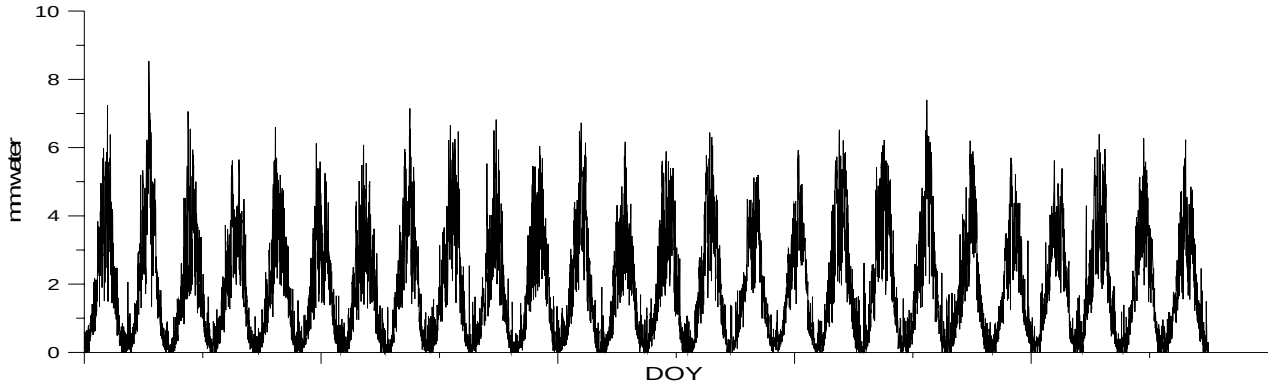
Bilag 4. Klimadata.

Af Peter van der Keur, GEUS

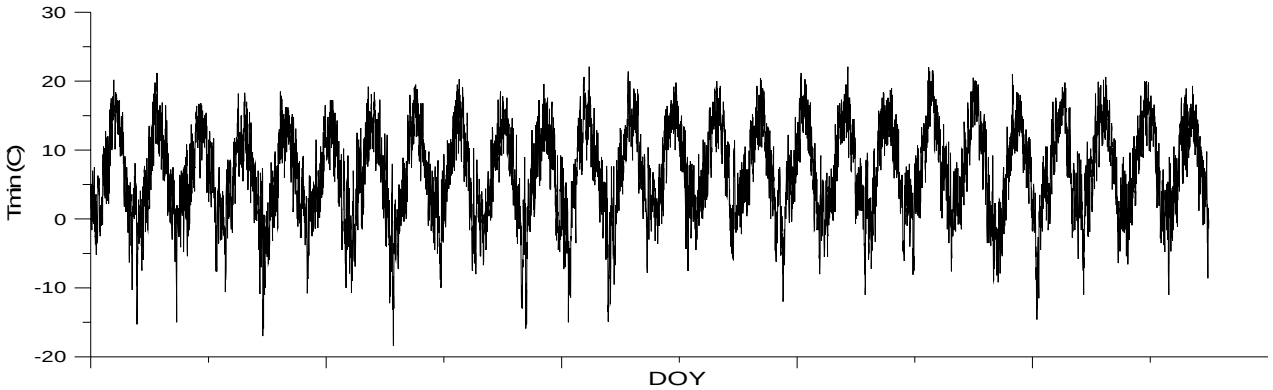
Tidsserier over 25 år for klimadata, som bruges til MACRO simulering af udvaskning for en FOOTPRINT jordtype ses i figur 4-1, 4-2, 4-3 og 4-4. De første 5 år bruges udelukkende til opvarmning af modellen.



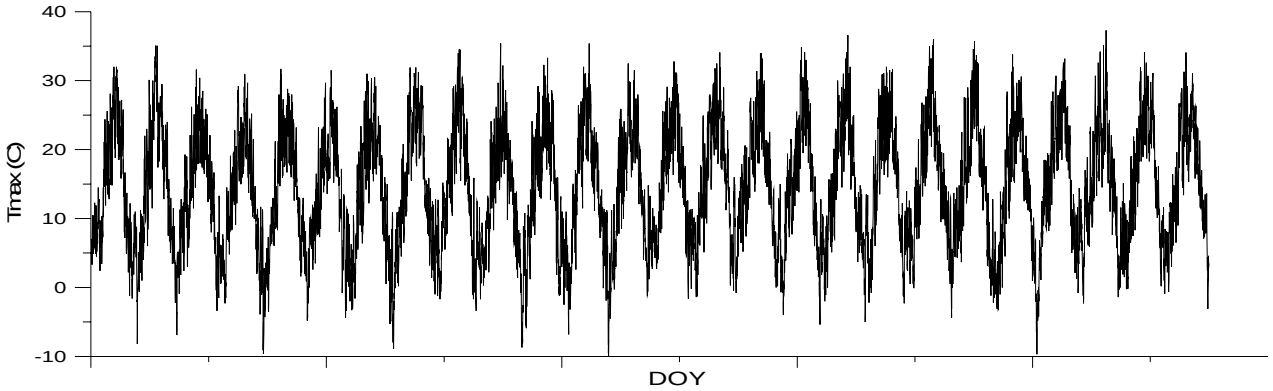
Figur 4- 1 Nedbør (P i mm vand) for klima zone 2 (Danmark) for 25 år.



Figur 4- 2 Potentiel evapotranspiration (mm vand) for klima zone 2 (Danmark) for 25 år.



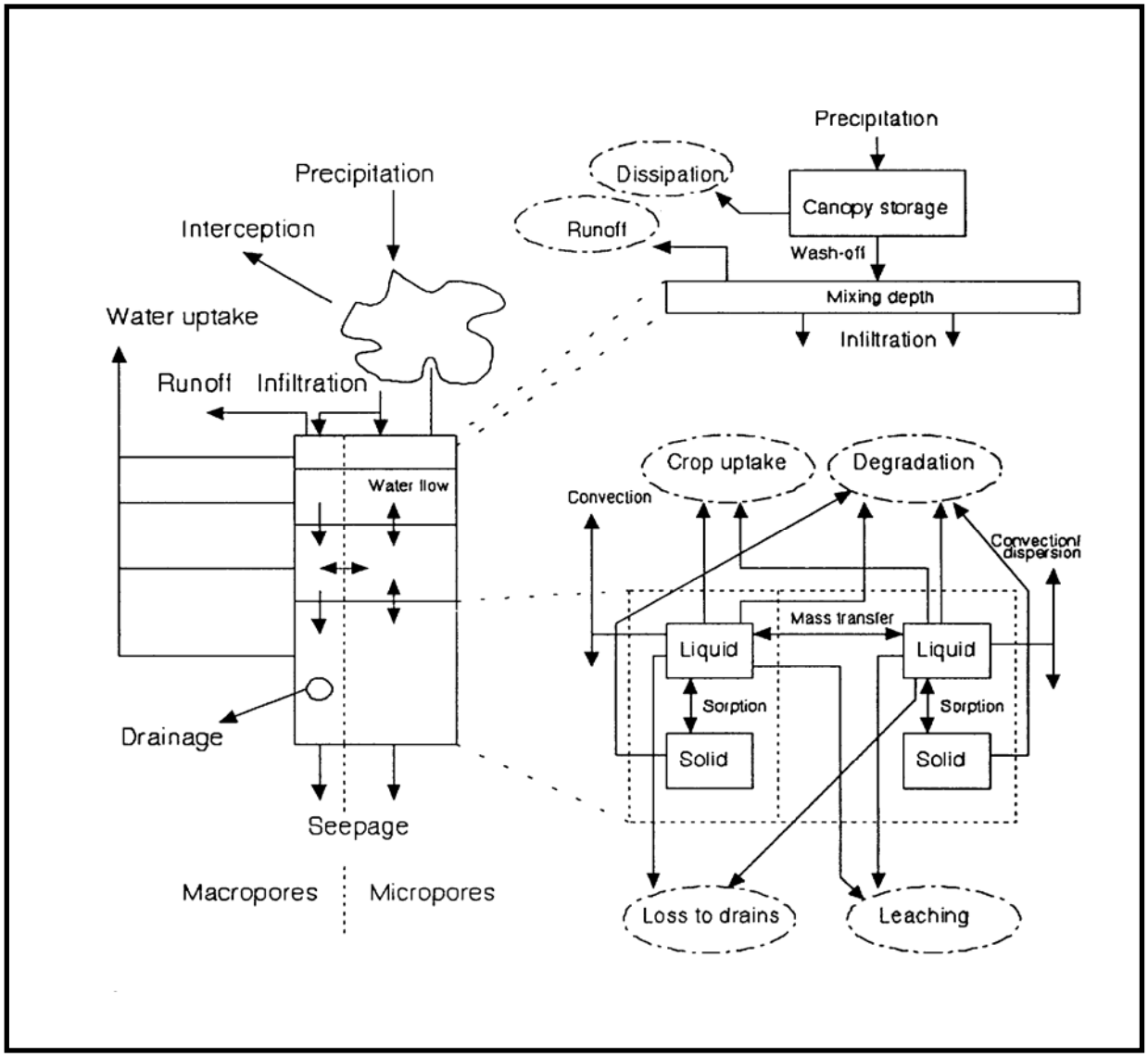
Figur 4- 3 Minimum temperatur (T min, °C) for klima zone 2 (Danmark) for 25 år.



Figur 4- 4 Maximum temperatur (T max, °C) for klima zone 2 (Danmark) for 25 år.

Bilag 5. Macromodellen

Af Peter van der Keur, GEUS.



Figur 5-1. MACRO modellen (Jarvis et al., 2007)

Parameteriseringen af MACRO modellen (Figur 5-1) for hver FOOTPRINT jordtype i Tabel 5-1 er foretaget i FOOTPRINT projektet og simuleret for mange kombinationer af klima, sædskifter og jordbundforhold (Centofanti et al., 2006; Hollis et al., 2006) og er beskrevet i Jarvis et al. (2007).

Tabel 5-1: Input data til MACRO og relevansen for simuleret pesticid udvaskning fra rodzone.

datatype	beskrivelse	FOOTPRINT – jordtype parametrisering
Ler, sand, silt, organisk materiale, pH, vol.vægt, struktur parameter[2]	tekstur	Fra EU-STU ('Soil Typological Unit) eller egne lokale data (Hollis et al., 2006)
randbetingelser	beliggenhed af grundvandspejlet	EU-HOST-Corpen database eller egne lokale data (Hollis et al., 2006)
afgrøde type & landbrugspraksis	sædskifte, jordbehandling, vanding, drænering	EU-NUTS database, dvs. statistisk fordeling af afgrøde typer i EU, i kombination med Remote Sensing data (CORINE2000) (Centofanti & Hollis, 2006)
stof (pesticid)	sorption og nedbrydning af simuleret pesticid	Når afgrødetype og landbrugs praksis er kendt kan pesticiderne introduceres (Centofanti & Hollis, 2006). Pesticid specifike data for en bestemt sædskifte hentes fra en i FOOTPRINT udviklet database (Lewis et al., 2007).
afgrøde	høsttidspunktet, LAI udvikling, plante parametre	Afgrødeparametre er defineret delvis gennem FOCUS (2001) og delvis ifølge oplysningen om roddybder i FAO anvisninger (Allen et al., 1998)
initial betingelser	start temperatur og vandindhold	Expert viden. Er dog ikke afgørende da MACRO kører en 'opvarmningsperiode', der gør modelresultater mindre afhængig af initiel betingelser
hydrauliske parametre	retentions og ledningsevne parametre	Van Genuchten (van Genuchten, 1980) vandretentions parametre er estimeret vha. HYPRES pedotransferfunktionen (PTF) (Wösten et al., 1999). Parametre der bestemmer styrken af makro-porestrømning estimeres med klasse baseret PTF (Jarvis et al., 2007), med styrken 1 (ingen) til 4 (høj). Hydraulisk ledningsevne i makroporer og ved overgangen fra matricen til makropore estimeres udfra en halv-empirisk PTF. Aggregeret mættet hydraulisk ledningsevne beregnes som gennemsnittet.
lokalitet	lokalitets specifikke parametre: f. eks. gns. temperatur og nedbør, sne	FOOTPRINT zone 2 (V-Danmark) og 4 (Bornholm) klimaserier er brugt

Referencer

Centofanti T. & Hollis J. (2006). Characteristics of European agronomic scenarios. Report DL11 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 36p.

Hollis J.M., Réal B., Jarvis N.J., Stenemo F. & Reichenbeger S. (2006). Characteristics of European soil hydrochemical scenarios. Report DL8 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 47p.

Jarvis N., Lindahl, A., Messing, I., Stenemo, F., Hollis, J., Reichenberger, S. & Dubus, I.G. (2007a). Algorithm to completely parameterise MACRO from basic soil property data. Report DL21 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-FOOTPRINT.org], 18p.

Jarvis, N., Hollis, J., Lindahl, A., Stenemo, F., Centofanti, T., Messing, I and Dubus, I. (2007b). Parameterising MACRO for EU-wide predictions. Presentation at FOOTPRINT project meeting in Piacenza, Italy 2007.

Lewis K., Green A. & Tzilivakis J. (2007). Pesticide database holding fate and ecotoxicological values. Report DL24 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.euFOOTPRINT.org], 28p.

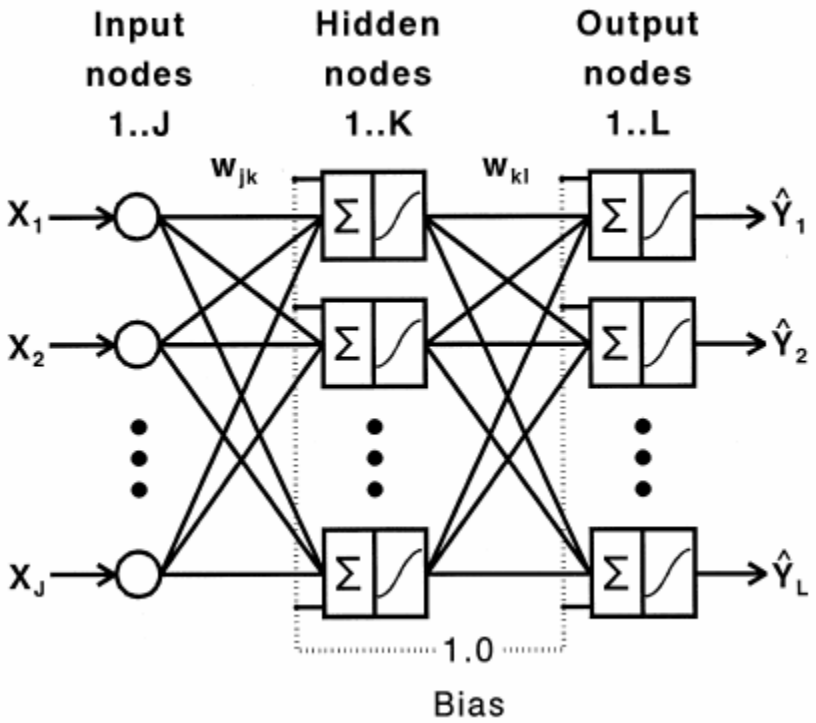
van Genuchten M.Th., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Science Society of America Journal 44:892–898.

Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M. 1998. Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation & Drainage Paper 56.

Bilag 6 Neural netværks metoden

Af Bo Vangsø Iversen, DJF.

Fordelen ved at anvende en neural netværksmetode sammenlignet med mere konventionelle regressionsmodeller er, at metoden ikke kræver et forhåndskendskab til modelkonceptet (eks. om der skal anvendes et lineært, eksponentielt eller et andet funktionsudtryk). Netværksanalysen inddeles i to faser: træning (back-propagation) og anvendelse (feed-forward). Træning skal forstås som en tilpasning af nettet til mønstre i træningsdata. Anvendelse er en identificering af, hvilket mønster i data et nyt datasæt tilhører. Denne netværksanalyse anvender to på hinanden følgende matrice-vektor multiplikationer og en ikke-lineær transformation til udledning af de estimerede output-data. De neurale netværk brugt i dette studie består af et input-, et hidden- og et ouput-lag alle indeholdende ”nodes (Figur 6- 1). Hidden-laget lærer at genkode (eller at tilvejebringe en repræsentation) af inputtet. Antallet af ”nodes” i input- of output-laget svarer til antallet af input- og output-variabler i modellen. I det anvendte neurale netværk blev det brugt seks hidden nodes efter en procedure opstillet af Schaap & Bouten (1996).



Figur 6- 1 Skematisk overblik over et tre-lags neuralt netværk (Schaap & Leij, 1998).

Modelleringen blev udført med Neural Network Toolbox i MatLab (Demuth and Beale, 2000). Bootstrap-metoden gør det muligt at estimere usikkerheden på den prædikterede parameter og blev samtidig brugt til en kalibrering af modellen. I KUPA-sammenhæng er de neurale netværk blevet brugt til at prædiktere den mætte hydrauliske ledningsevne (Ksat), den umættede hydrauliske ledningsevne ved et vandpotential på –10 cm vandsøjle (k(-10)) samt to parametre, der beskriver vandretionskurven forløb.

Referencer

Demuth, H., M. Beale, 2000. Neural Network Toolbox. Mathworks, Natick, Massachusetts, USA

Schaap, M.G., Bouten, W., 1996. Modelling water retention curves of sandy soils using neural networks. Water Resour. Res. 32(3033-3040).

Schaap, M.G., F.J. Leij, 1998. Using neural networks to predict soil water retention and soil hydraulic conductivity. Soil & Tillage Research 47:37-42.

Bilag 7 Sammenstilling af data fra hydrauliske undersøgelser i moræneler– videnstatus

Af Bertel Nilsson og Knud Erik Klint, GEUS.

1. Indledning

Dette bilag indeholder sammenstillingen af hydrauliske data fra danske undersøgelser udført i lerjord fra rodzonen til grundvandsmagasinet i forbindelse med KUPA projektets fase 2 (2004-2008). Langt det overvejende af dataene stammer fra zonen mellem kalkgrænsen (forsuringsgrænsen) og et stykke ned i den ikke-forvitrede moræneler. I det omfang der findes data over kalkgrænsen er de naturligvis inddraget i sammenstillingen.

Specifikke mål for bilaget:

- Sammenstilling af laboratorie- og feltmålte mættede hydrauliske ledningsevner fra danske lerjordsundersøgelser der kan bruges i forbindelse med parametrisering af numerisk strømnings- og transportmodelering i lerjord.
- Etablere data-oversigt af *mættede* hydrauliske ledningsevne værdier bestemt på laboratorieskala, feltskala og beregnet på oplandsskala med numerisk model.

2. Data grundlag

Der er i sammenstillingen taget udgangspunkt i de seneste 15-20 års danske undersøgelser i lerjorder, der er publiceret i danske og udenlandske fagtidsskrifter, herunder GEUS og DJF´s egne fagserier. Sammenstillingen bygger for størstedelen på data indsamlet på feltlokaliteter i forbindelse med projekterne: Koncept for Udpegning af pesticidfølsomme Arealer (KUPA) (fase 1), Varslingssystemet for udvaskning af pesticider (VAP), Det Strategiske miljøforskningsprogram (SMP1 og SMP96), NPo forsknings programmet fra Miljøstyrelsen (NPO), GEUS rådgivningsopgaver for Miljøstyrelsen samt andre forskningsrelaterede projekter udført af en række danske forskningsinstitutioner og rådgivere.

Kapitel 1 beskriver baggrunden for bilaget. Kapitel 2 giver datagrundlaget. Kapitel 3 behandler den hydrauliske ledningsevnes variation med dybden i morænelersdækkerne. Kapitel 4 diskuterer forskellige test metoders repræsentativitet, mens kapitel 5 handler om hvilke forsøgsdata, som er til rådighed for kalibrering af numeriske modeller derfor bygger en væsentlig del på opdatering af datasammenstillingen af /20/ udført

for Københavns Energi. Lokaliteter fra følgende undersøgelser er listet i Tabel 7-1 og vist i **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.**.

Tabel 7-1. Danske lerundersøgelser anvendt til sammenstillingen

Lerundersøgelse	Lokalitet
KUPA (fase 1, 2000-2003)	Mammen, Grundfør, Flakkebjerg, Gjorslev, Højstrup
VAP	Silstrup, Estrup, Faardrup, Slæggerup
SMP og NPO	Ringe, Avedøre, Flakkebjerg, Syv bæk
GEUS projekter for Miljøstyrelsen	Haslev, Næstved, Avedøre, Lillebæk
Andre forsknings- og rådgivningsprojekter	Havdrup, Skælskør, Hinnerup, Farre, Rantzausgade, Englandsvej, Kamstrup, Skuderløse, Gedserodde, Foulum, Aversi, Højbakkegård, Snubbekorsgård

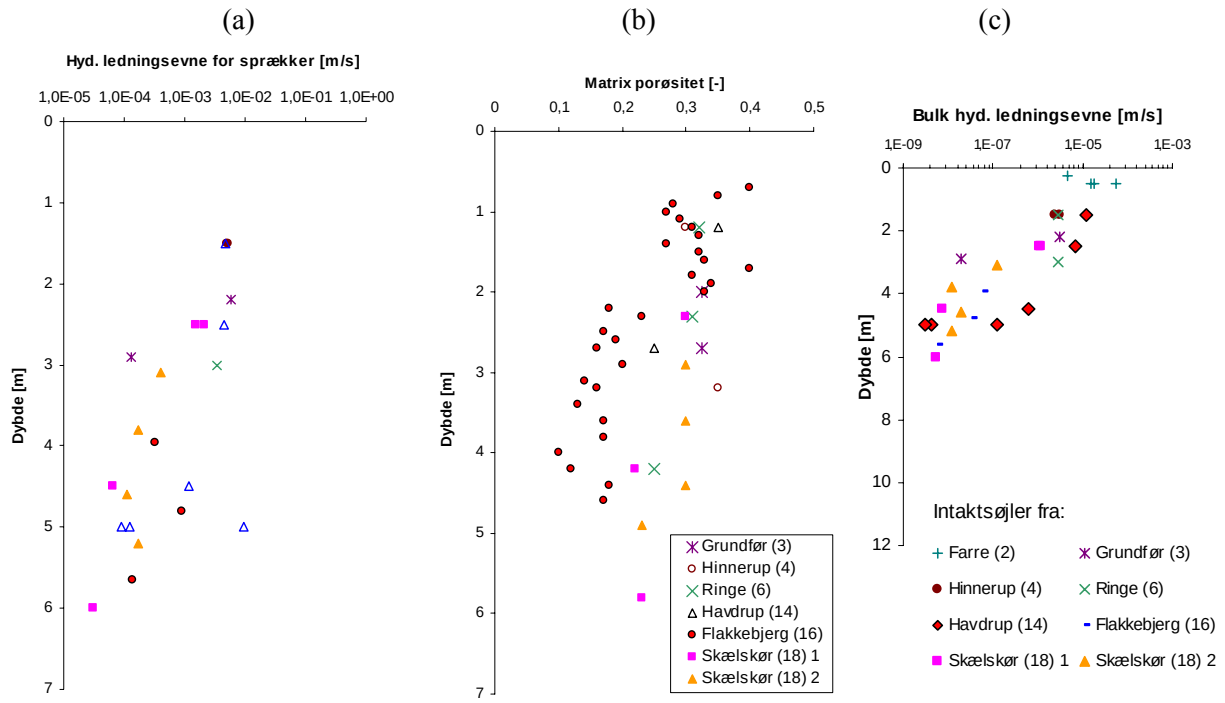
1. Silstrup (*)
2. Farre (*)
3. Grundfør (*)
4. Hinnerup (*)
5. Estrup (*)
6. Ringe (*)
7. Lillebæk (*)
8. Slæggerup (*)
9. Rantzausgade
10. Avedøre (*)
11. Englandsvej
12. Kamstrup
13. Syvbæk
14. Havdrup (*)
15. Haslev (*)
16. Flakkebjerg (*)
17. Faardrup (*)
18. Skælskør (*)
19. Skuderløse
20. Gedserodde
21. Foulum (*)
22. Aversi (*)
23. Højbakkegård
24. Snubbekorsgård
25. Mammen (*)
26. Gjorslev (*)
27. Højstrup (*)

Figur 7- 1. Danske lerlokaliteter med sprækkeundersøgelser. (*) værdier for mættet Ks bulk / matrix hydraulisk ledningsevne bestemt ved en variation af test metoder.

3. Dybdevariation af hydraulisk ledningsevne

3.1 På laboratorie-skala

Vertikale profiler af sprække og bulk hydraulisk ledningsevne samt matrix porøsitet målt og beregnet fra søjleforsøg (Large Undisturbed Column – LUC) er vist i Figur 7-2. Profilerne repræsenterer LUC søjler udtaget i felten fra oxideret zone samt øvre del af reduceret zone fra 8 af de 27 lokaliteter vist på Figur 7-1 (fra /20/). Bulk hydraulisk ledningsevne er målt i laboratoriet, mens sprække hydraulisk ledningsevne og matrix porøsitet er beregnet ved numerisk modelkalibrering. Resultaterne fra laboratorieforsøgene viser, at kombinationen af aftagende sprækkeapertur, tiltagende sprækkeafstand samt en aftagende bulk hydraulisk ledningsevne med dybden er et karakteristisk fællestræk på de viste 8 lokaliteter.



Figur 7-2. Dybdevariation af (a) sprækkehydrauliske ledningsevne, (b) matrixporøsitet og (c) bulk hydraulisk ledningsevne. Værdierne i (a) og (b) er beregnede værdier mens (c) er målt. Tal i parentes angiver lokalitetsnummer, jf. figur 1 (/25,26, 27, 28, 29, 4, 30, 32/). Fra /20/. Bemærk at dybdeskala for (c) er forskellig fra de to øvrige profiler.

3.2 På feltskala

I tabel 7-2 er de 27 lokaliteter klassificeret efter et antal hydrogeologiske konceptuelle tolkningsmodeller (også benævnt *landskabselement setting (LES)*) på regional feltskala, hvor de effektive nedsivningsbetingelser eller dræneringsevnen gennem morænelersdækket er vurderet ud fra den geologiske heterogeneitet i morænelersdækket og det underliggende jordmateriales skønnede dræningsevne.

Tabel 7-2. Lokaliteter med hydrauliske data relateret til landskabselement setting.

	Landskabselement Setting (LES)	**Lokaliteter (# fra figur 1)**
M-K	Moræneflade på kalkoverflade	Rantzausgade (9), Avedøre (10), Englandsvej (11), Haslev (15), Højstrup (26), Gjorslev (27),
M(M)-S	En eller flere moræneflader på smeltevandsslette (sandur)	Grundfør (3), Hinnerup (4), Estrup (5), Lillebæk (7), Kamstrup (12), Syv Bæk (13), Havdrup (14), Flakkebjerg (16), Skælskør (18), Snubbekorsgård (24), Mammen (25)
M-D	Moræneflade på dødislandskab	Ringe (6)
D-M	Dødislandskab på moræneflade	Slæggerup (8)
M(M)-R	En eller flere moræneflader på randmoræne (overskredet randmoræne)	Silstrup (1), Fårdrup (17), Gedserodde (20)

I alt er der defineret 14 LES typer, hvoraf 6 af disse er undersøgt med egentlige lokal-specifikke undersøgelser (sprækkekarakterisering og/eller hydrauliske tests) og af disse 6 LES typer har kun 3 af disse 3 eller flere lokaliteter liggende indenfor samme LES type (tabel 7-2). Dette begrænser de efterfølgende sammenligninger hvad angår hydrauliske fællestræk til faktisk kun at omfatte en sammenligning af de to typer M-K og M(M)-S da M(M)-R typen ganske vist har 3 type lokaliteter tilknyttet, men kun én af disse er omfattet af hydrauliske test data (Faardrup). Derfor vil de efterfølgende beskrivelser begrænses til præsentation af sammenstillede data fra LES typerne M-K og M(M)-S samt et total plot af data fra alle lokaliteter, hvor hydrauliske data forefindes. Metoden til at opstille de forskellige LES typer er nærmere beskrevet i bilag 2.

Den dybdemæssige variation af mættet hydraulisk ledningsevne er blevet relateret til landskabselement setting på regional feltskala. Alle tilgængelige datatyper er i videst mulig omfang inddraget i

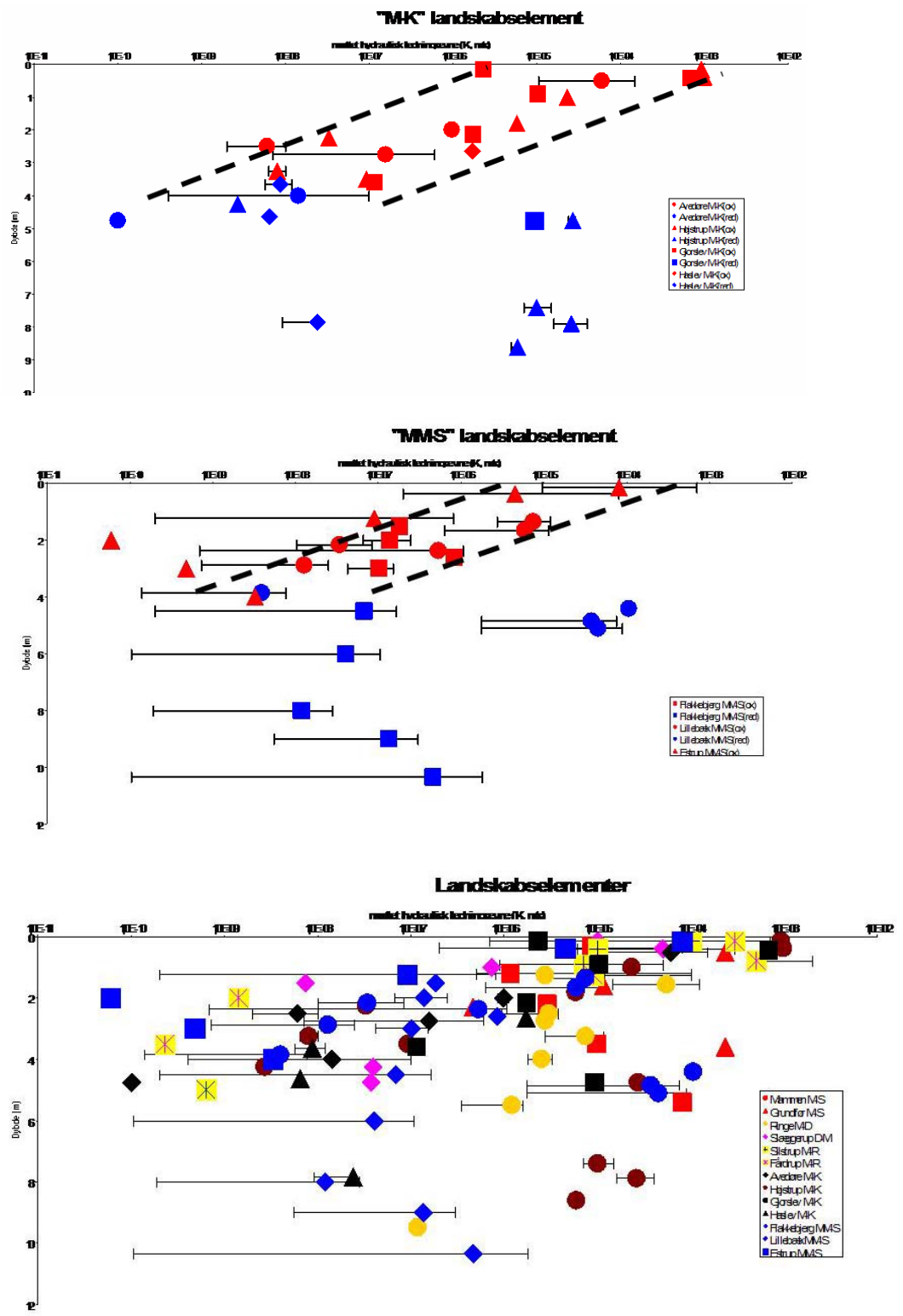
sammenstillingen fra slug test, lysimeter/infiltrometer, plot og prøvepumpning forsøg på de viste lokaliteter. Der er ikke diskrimineret mellem forskellige test metoder, da datamaterialet for langt de fleste metoder ikke er stort nok til statistisk bearbejdning. Sammenstillingen tager således ikke højde for skalaeffekterne ved sammenblanding af K værdier bestemt med forskellige test metoder. I kapitel 4 bliver eksempler på skalaeffekter som følge af forskelle i test volumen diskuteret.

I figur 7-3(a) er alle lokalitetsdata repræsenterende seks landskabstyper præsenteret. K værdierne er angivet ved minimum, maksimum og middelværdier de steder hvor mere end 2 målinger med samme metode foreligger i de respektive dybder. Det ses at den hydrauliske ledningsevne varierer med op til 7-8 størrelsesordener fra 10^{-11} – 10^{-3} m/s. Redoxgrænsen vil under danske forhold normalt være beliggende i 3-5 meters dybde, og det ses at K værdierne varierer mange størrelsesordener under redoxdybden. Over redoxgrænsen ses til gengæld tendens til et entydigt fald af K værdierne fra nær terræn mod redoxgrænsen. Tre af landskabselementerne (M-D, D-M og M-R) er kun repræsenteret ved data fra en til to lokaliteter, hvorfor datagrundlaget for statistisk bearbejdning er for lille.

Figur 7-3(b) ”M(M)-S” (3 lokaliteter) og (c) ”M-K” (4 lokaliteter) viser for begge landskabstyper et systematisk fald i den hydrauliske ledningsevne gennem den oxiderede zone mod redoxgrænsen i 3-4 m dybde. Faldet i K værdier udgør 2-4 størrelsesordener. Under redoxgrænsen varierer K værdierne usystematisk med dybden i et interval fra 10^{-10} – 10^{-5} m/s. På baggrund af det foreliggende data materiale kan der imidlertid ikke konkluderes andet om den dybdemæssige variation i reduceret zone end at variationen tilsyneladende er væsentlig større – mest sandsynligt afspejlende geologisk heterogenitets forhold.

Resultaterne af sammenstillingen i figur 7-3(a)-(c) viser:

- At der er et systematisk fald i hydraulisk ledningsevne gennem den oxiderede zone mod redoxgrænsen med 2-4 størrelsesordener, mens der til gengæld ingen systematik er under redoxgrænsen. I den reducerede zone varierer K værdierne 5-6 størrelsesordener.
- At der ikke kan inddeles i unikke K værdi intervaller for individuelle landskabselement settings. Sidstnævnte konklusion bygger dog for flere landskabselement settings på et spinkelt data materiale.



Figur 7-3. Dybdevariationen af mættet hydraulisk ledningsevne i relation til forskellige hydrogeologiske tolkningsmodeller (landskabselement settings, forklaring se tabel 2). (a) Alle landskabselementer, (b) én eller flere moræneflader på sand (M(M)-S), og (c) moræneflade på kalk (M-K).

4. Skaleringseffekter

En komplicerende faktor til fastsættelse af parameterværdier til numeriske modeller ud fra feltdata består i, at punktobservationer ikke nødvendigvis repræsenterer effektive hydrauliske parametre på skalaen, som beregningsceller i den numeriske model opererer på. Der findes ikke i dag nogen opskaleringsrutine, som kan benyttes generelt.

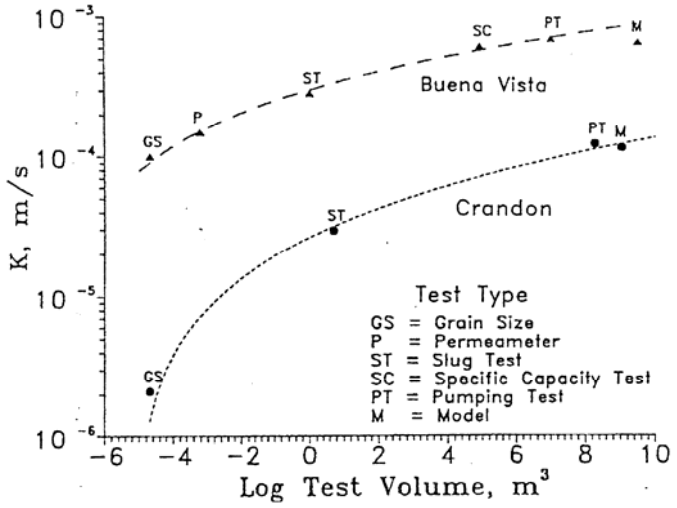
I tabel 7-3 ses en sammenstilling af feltlokaliteter, hvor mættet hydraulisk ledningsevne er blevet bestemt ved en lang række af metoder, der repræsenterer meget forskellige rumlige skalaer fra småskala laboratorieforsøg i uforstyrrede søjler eller kerner, over intermediær skala lysimeter / infiltrometer forsøg til feltskala markforsøg. Laboratorieskalaen omfatter hydrauliske tests udført med søjler/kerner fra helt små kerneprøver mindre end 0.1 dm^3 i testvolumen til de store uforstyrrede kerner (LUC) med et testvolumen på ca. 100 dm^3, svarende til en variation på mindst 4 logaritmiske test volumener. Feltskalaen omfatter hydrauliske tests med en endnu større spredning af rumlige skalaer, svarende til en variation på 8-10 logaritmiske test volumener. I den lave ende af feltskalaen optræder slug test metoden, der i sprækket moræneler anslås at repræsentere test volumener i størrelsesordenen < 1m^3 til få m^3. Mellemskalaen udgøres af lysimeter og infiltrometerforsøg (jf. feltforsøg i Ringe, Avedøre, Havdrup og Flakkebjerg). Lysimeter / infiltrometer kategorien repræsenterer således i denne sammenstilling en skala på ca. 1 – 100 m^3. Plot forsøg er nedsivningsforsøg udført fra jordoverfladen (med/uden A horisont) med et typisk nedsivningsareal på 2-50 m^2 svarende til et volumen på ca. 10^2-10^3 m^3. Endelig repræsenterer prøvepumpningsteknik den øvre ende af hvad der her benævnes feltskala metoder. Prøvepumpnings forsøg fra underliggende grundvandsmagasin med monitering af trykændringer i grundvandsmagasinet og i flere niveauer i det overliggende morænedække er kun udført på få lokaliteter i Danmark (Flakkebjerg, Højstrup og Avedøre) og repræsenterer arealmæssigt det, der kommer tættest på markskala (dvs. 0.5-5 ha), svarende til et volumen på i størrelsesordenen 10^3-10^5 m^3. Undersøgelser af drænvandsoplande (Subcatchment) dækker markstørrelse eller en lidt større areal som prøvepumpningsskalaen svarende til et volumen på 10^4 – 10^5 m^3.

Tabel 7-3. Mættet hydraulisk ledningsevne ($k_s$bulk og $K_s$matrix) målt i laboratoriet og i felten. [1] landskabselement setting forklaret i tabel 7-2.

Lokalitet	Tykkelse af moræne-ler	Dybde til kalk / redox-grænsen	Landskabs-element setting[1] / Underliggende magasintype (sand/kalk /ler)	Sprække-opmåling	Laboratorieskala forsøg [volumen]			Feltskala forsøg [areal] / [volumen]				
					Core(*) [≤ 0.1 dm³]	Columns [5-10 dm³]	LUC [≈100 dm³]	Slug test [<1-flere m³]	Lysimeter / infiltrometer [<1-50 m²]	Plot [2-50 m2]	Prøve-pumpning [0.5-5 ha]	Markforsøg [0.5-5 ha]
Grundfør	2.5-3	2.2 / 5.5	M-S/(sand)	x		x	x					
Mammen	4.2	>12 / > 12	M-S/(sand)	x	x							
Lillebæk	5	2.5 / 4	MM-S/(sand)	x	x			x		x		x
Flakkebjerg	9	1.7 / 3.5	MM-S/(sand)	x	x		x	x	?	x	x	x
Estrup	9	4 / 5.5	MM-S/(sand)	x	x	x		x				x
Faardrup	11	1.5 / 4.5	M-R/(sand)	x	x	x		x				x
Ringe	13	3 / 6.5	M-D/(sand)	x	x		x	x	x	x		
Slæggerup	14	1.2 / 3.5	D-M/(sand)	x	x	x		x				?
Avedøre	8.5	0.75 / 3.2	M-K/(kalk)	x	x			x	x	x	(x)	
Højstrup	9	1.1 / 3.5	M-K/(kalk)	x		x				x	x	
Gjorslev	9	< 1 / 4.5	M-K/(kalk)	x		x			x	x		
Haslev	11.5	1.5 / 4-5	M-K/(kalk)	x				x				
Havdrup	14	1.5 / 3	M-K(kalk)	x			x		x			
Næstved	17	<2 / 3.5	M-K(kalk)					x				
Syv bæk	14-27	- / 2-7	MM-K(kalk)							x		x
Rantzausgade	12-15	<0,5/3,2	M-K/(kalk)	x				x				
Farre	-	- / >4	M-ma ler (ler)	(x)			x					
Hinnerup	-	- / >4	M-S (sand)	(x)			x					
Skælskør	25	- / 3,5-4	MM-S (sand)	(x)			x					
Silstrup	13	1.5 / 3.5	M-R/(ler)	x	x	x		x				?

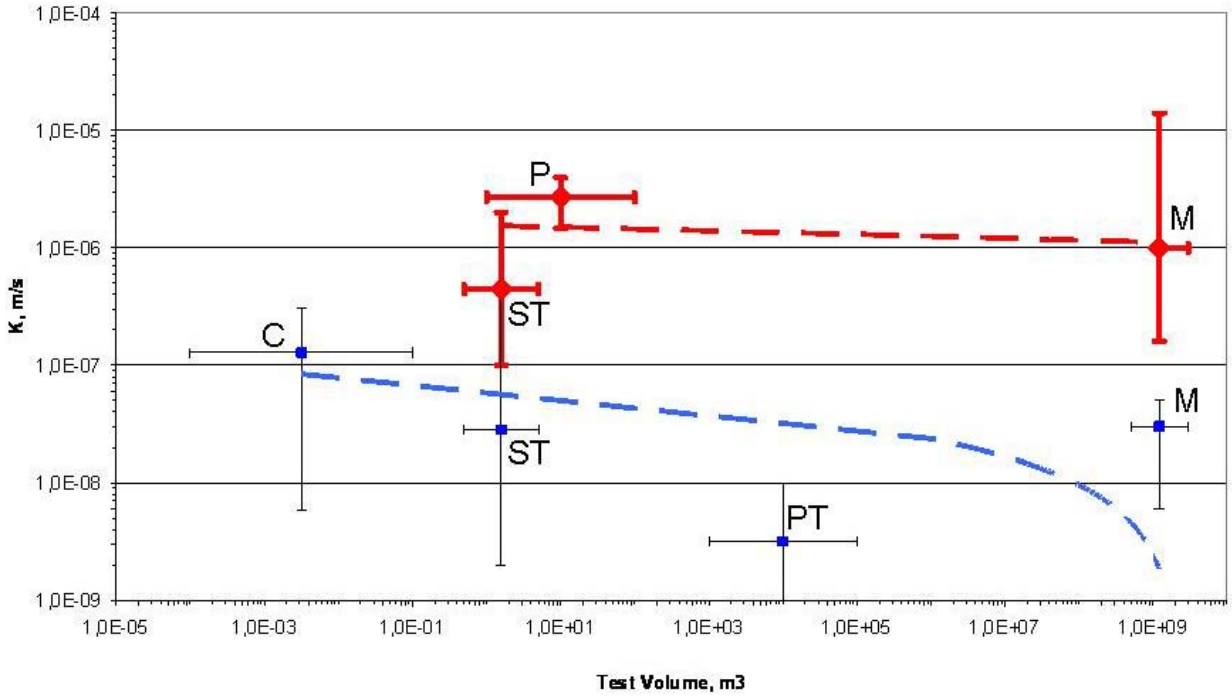
De forskellige skalaer har alle sine begrænsninger med hensyn til karakterisering af strømnings- og stoftransport i sprækkede jordmedier. Eksempelvis er søjle/kerne forsøgene i laboratoriet typisk begrænset af ikke præcist at repræsentere det hydraulisk aktive sprække/makropore netværk under naturlige infiltrationsforhold. I modsat ende af rumlige skalaer har mange feltforsøg begrænsninger i at kvantificere stof flukse og transportprocesser på markskala.

Figur 7-4 viser to eksempler på skala-afhængighed af testmetoder fra to canadiske sandlokaliteter. Det ses, at bulk hydraulisk ledningsevne bestemt ved forskellige testmetoder (kornstørrelsesfordeling, permeameter test, slug test, specifik kapacitets test, prøvepumpning, og numerisk modellering) stiger med øget test- eller observationsvolumen.



Figur 7-4. Eksempler på skala-afhængighed for porøse medier (/24/).

Så vidt vides er samme relation i moræneler ikke tidligere rapporteret i litteraturen. I figur 7-4 er sammenstillet hydrauliske ledningsevner bestemt ved følgende forskellige metoder: laboratoriekerner (inkl. LUC), slug test, nedsivningsforsøg (plotforsøg), prøvepumpningsforsøg og kalibrerede K værdier fra numeriske modeller for Vårby å deloplandet. Alle data stammer fra eller nær samme feltlokalitet (Flakkebjerg forsøgsstation). Data repræsenterer henholdsvis den oxiderede (indtil ca 3.5 m dybde) og reducerede zone (dybere end 3.5 m) af moræneler i Flakkebjerg. I tabel 7-4 er angivet antallet af test pr. metode, der ligger til grund for K værdi intervallerne for de enkelte testmetoder i figur 7-5. I figur 7-5 er lagt to tendenslinier ind, én gældende for den oxiderede zone (rød) og én for den reducerede zone (blå). I den oxiderede zone stiger bulk K med stigende test volumen som forventet, mens der modsat i den reducerede zone ses et fald. Pt. er der ingen forklaring på sidstnævnte forhold.



Figur 7-5. Den hydrauliske ledningsevnes skalaafhængighed af test volumen i henholdsvis oxideret (rød) og reduceret (blå) moræneler i Flakkebjerg. C: laboratoriesøjle (Large Undisturbed Column); ST: slug test; P: nedsivningsforsøg (plot); PT: prøvepumpning; M: numerisk modellering

Tabel 7-4. Antal tests pr. metode.

Testmetode	Antal tests pr. metode	Reference
Laboratoriesøjle (LUC)	3 (red)	/20/
Slug test	10 (ox)	Ikke publiserede data
	69 (red)	
Plotforsøg	1 (ox)	/9/
Prøvepumpning	2 (red)	/21,22/
Numerisk modellering	(ox)	/23/
	(red)	

5. Numerisk strømnings- og stoftransport modellering

5.1 Databehov til modellering

Følgende nøgleparametre er nødvendige for modelopsætning af MACRO og HydroGeoSphere:

MACRO

- Ksat (total)
- Retension (matrix)
- Sorption
- Nedbrydning
- Klima
- Diffusion

HydroGeoSphere:

- Ksat (matrix)
- Macropore retension
- Aperture, osv.
- Retardation

Af tabel 7-5 fremgår hvilke nedsivningsforsøg (lysimeter / infiltrometer, plot og drænopland skala), der kan bidrage med feltbestemte værdier til parametrisering af en mulig senere modellering med de to numeriske modeller (MACRO og/eller HydroGeoSphere).

Tabel 7-5. Relevante parametre til modelkoderne MACRO og HydroGeoSphere fra danske nedsivningsforsøg på lerjorde.
[1] Eksperimentelt in-situ lysimeter feltforsøg. [2] Referencer (Se Appendix 1)

Sted	Type	Areal (m2)	**MACRO**						**HydroGeoSphere**				Andet	Ref[2]
			Ks total	Reten-sion	Sorp.	Nedb.	Klima data	Diff.	Ks matrix	Macropore retension	Aperture, mv.	Retar-dation		
Ringe	Lysimeter[1]	19.2	x	x				x	x		x			/1,2,3,18/
Ringe	Lysimeter[1]	19.2			x	x		x						/4/
Avedøre	Lysimeter[1]	16	x	x	x			x	x		x		Partikel transport	/5/
Avedøre	Lysimeter[1]	16	x		x	x					x			/6/
Avedøre	Lysimeter[1]	12			x	x							Partikel transport	/7/
Avedøre	Lysimeter[1]	12						x					Partikel transport	/8/
Flakkebjerg	Lysimeter[1]	4	x	x			x	x	x		x			/9,10/
Lillebæk	Lysimeter[1]	2.3	x	x				x	x		x			/11/
Havdrup	Lysimeter[1]	2x40	x	x	x	x		x	x		x			/12/
Avedøre	Plotforsøg	3x10					x							/7/
Syv bæk	Plotforsøg	3x60	X											/13/
KUPA marker	Plotforsøg	3x4	x	x	x	x	x				x			/16/
Gjorslev	Plotforsøg	6x4	x	x						?	x		Soil water dynamics Udvaskning	/17/
Syv bæk	Dræn opland	3x1000	x	x									Macro-porøsitet Soil water dynamics Vandbalance	/13/
VAP marker	Dræn opland	1.3 – 2.3 ha	x		x	x	x						Vandbalance	/14,15/
Lillebæk	Dræn opland	1 ha	x				x						Vandbalance	/11/

5.2 Forsøgsdata til kalibrering af modeller

I en modificeret form fra Jørgensen og Nørskov (2005) er strømnings- og stoftransport data til kalibrering af modeller sammenstillet i tabel 7-6 og 7-7. Forsøgsdata er opdelt fra henholdsvis rodzonen (tabel 7-6) og fra kombineret temporær mættet og permanent mættet zone (tabel 7-7). Indenfor hver zone er data opdelt efter datatype til kalibrering af grundlæggende beskrivelse af strømnings- og stoftransportprocesser (søjle og lysimeterforsøg), forsøgsdata til opskalering (plot og prøvepumpningsforsøg) og forsøgsdata til kalibrering / validering overfor fuld markskala.

Tabel 7-6. Strømning og stoftransportdata fra rodzonen (modificeret fra Jørgensen og Nørskov, 2005).

Lokalitet (figur 1) Undersøgelsesmetode	**1**	**2**	**3**	**5**	**8**	**10**	**13**	**14**	**16**	**17**	**21**	**23**	**24**	**25**	**26**	**27**
Søjle / kolonne forsøg	+	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	-	-	+	+	+
Umættet strømning	+	+	+	+	+			-		+	+			+	+	+
K_{US}	+		-	+	+					+				-	-	-
Konservativ tracer	-	+	+	-	-		+	-		-	+			+	+	+
Pesticid	-	+	-	-	-		+	-		-	-			-	-	-
Mættet strømning	+	+	+	+	+			+		+	-			+	+	+
K_S	+		+	+	+					+				+	+	+
Konservativ tracer	-	+	-	-	-			+		-	-			-	-	-
Pesticid	-	+	-	-	-			+		-	-			-	-	-
Lysimeter/ infiltrometerforsøg	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	-	-	-	-	-	-
Umættet strømning		+				+			+							
Konservativ tracer		+				+			+							
Pesticid		+				+			+							
Mættet strømning		+				+			-							
Konservativ tracer		-				+			-							
Pesticid		-				+			-							
Plotforsøg	-	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+
Umættet strømning			+			-	+					+	+	+	+	+
Konservativ tracer			+			-	+					+	+	+	+	+
Pesticid			-			-	-							-	-	-
Mættet strømning			-			+	+					-	-	-	-	-
Konservativ tracer			-			+	+					-	-	-	-	-
Pesticid			-			+	-					-	-	-	-	-
Markskalaforsøg	+	+	-	+	+	-	-	-	-	+	-	-	-	-	-	-
Umættet strømning	+	+		+	+					+						
Konservativ tracer	+	-		+	+					+						
Pesticid	+	-		+	+					+						
Mættet strømning	+	-		+	+					+						
Konservativ tracer	+	-		+	+					+						
Pesticid	+	-		+	+					+						

Tabel 7-7. Strømning og stoftransportdata i temporært mættet og mættet zone (modificeret fra Jørgensen og Nørskov, 2005).

Lokalitet (figur 1) Undersøgelses-metode	**1**	**3**	**4**	**5**	**6**	**8**	**10**	**14**	**16**	**17**	**18**	**26**	**27**
Søjle / kolonneforsøg	-	+	+	-	+	-	-	+	+	-	+	?	?
Umættet strømning		-	-		-			-	-		-		
Konservativ tracer		-	-		-			-	-		-		
Pesticid		-	-		-			-	-		-		
Mættet strømning		+	+		+			+	+		+		
Konservativ tracer		+	+		+			+	+		+		
Pesticid		+	-		-			+	-		+		
Lysimeter/ infiltrometerforsøg	-	-	-	-	+	-	+	-	+	-	-	-	-
Umættet strømning							+		+				
Konservativ tracer							+		+				
Pesticid							+		+				
Mættet strømning					+		+		-				
Konservativ tracer							+		-				
Pesticid							+		-				
Plotforsøg	-	+	-	-	+	-	+	+	+	-	-	+	+
Umættet strømning		+			-		-	+	-			+	+
Konservativ tracer		+			-		-	+	-			+	+
Pesticid					-		-	-	-			-	-
Mættet strømning		+			+		+	+	+			-	-
Konservativ tracer		+			+		+	+	+				
Pesticid		+			-		+	+	-				
Prøvepumpning							+		+				+
Mættet strømning							+		+				+
Markskalaforsøg	+	-	-	+	-	+	-	-	-	+	-	-	-
Umættet strømning	+			+		+				+			
Konservativ tracer	+			+		+				+			
Pesticid	+			+		+				+			
Mættet strømning	+			+		+				+			
Konservativ tracer	+			+		+				+			
Pesticid	+			+		+				+			

Endelig viser tabel 7-8 en oversigt over forsøgsdata indsamlet på feltskala fra eksperimentelle lysimeter in-situ forsøg i Avedøre, Flakkebjerg, Havdrup, og Ringe. Plotforsøg i Avedøre, Gjorslev, KUPA marker, Syv bæk samt drænoplandsforsøg på VAP marker, Lillebæk og Syv bæk.

Tabel 7-8: Sammenstilling af eksperimentelle forsøgsbetingelser og relevante modelparametre ved danske nedsivningsforsøg

Lokalitet	Titel	forsøgsbetingelse	Stoffer	**Relevant model parameter**	Publikation / data kilde
Ringe **<u>Eksperimentelt lysimeter</u>** **(19.2m^2)**	/1/ Spatially varying hydraulic and solute transport characteristics of a fractured till determined by field tracer tests, Funen, Denmark. /2/ Mass transport and scale-dependent hydraulic tests in a heterogeneous glacial till-sandy aquifer system /18/ $K_s$matrix	- Monolit (4x4.8m) med åben bund - Mættet forsøg i oxideret og reduceret zone - Forceret gradient - Steady state flow - intakt kerne	Klorid	**- $K_s$total (skala afhængig K)** **- $K_s$matrix** **- Diffusion** **- Apertur** (3) **- Textur** Dybder: 2.5, 4.0 & 5.5 x 15 filtre i hver dybde	/1/ Sidle et al (1998). WRR, 34(10), 2515-2527. /2/ Nilsson et al (2001). J. Hydr. 243, 162-179 /3/ KESK PhD /18/ Rosenbom et al., (1998), GEUS rapport nr. 102
Ringe **<u>Eksperimentelt lysimeter</u>** **(19.2m^2)**	/4/ Transport and biodegradation of creosote compounds in clayey till, a field experiment.	- Monolit (4x4.8m) med åben bund - Mættet forsøg i oxideret og reduceret zone - Ingen topsoil - Forced gradient - Steady state flow	Tjære stoffer	**- Nedbrydning** **- Sorption** Dybder: 2.5, 4.0 & 5.0m	/4/ Broholm et al (2000). J. Cont. Hydr., 41, 239-260.
Avedøre (gammel celle) **<u>Eksperimentelt lysimeter</u>**	/5/ Spatial Variability of contaminated transport in a fractured till, Avedøre Denmark	- Monolit (4x4m) med åben bund - Mættet forsøg i oxideret og øvre reduceret	Klorid Bakteriofag	**- $K_s$total** (skala afhængig K) **- Diffusion** **- Apertur** (3) **- partikel**	/5/ McKay et al (1999). Nord. Hydr. 30 (4/5), 333-360.

(16m^2)		zone - Ingen topsoil. - Forced gradient - Steady state flow		**transport** Dybder: 2.0, 2.8 & 4.0m	
Avedøre (ny celle) **<u>Eksperiment elt lysimeter</u>** **(16m^2)**	/6/ Udvalgte pesticiders transportveje og omsætning i sprækket moræneler i Københavnsområdet.	- Monolit (4x4m) med åben bund - Umættet forsøg i oxideret zone - Ingen topsoil. - Steady state flow + rain events	Dichlobenil – BAM Bromid Sulforhoda min B Uranin FBA	**- $K_s$total** (skala afhængig K) **- $K_s$matrix** **- Diffusion** **- Sorption** **- Apertur** (3) **- Textur** Flux averaged sampling 3.3m	/6/ GEUS (2002). Nr. 34.
Avedøre (ny celle + plotforsøg) **<u>Eksperiment elt lysimeter</u>** **(12m^2)** **<u>Plotforsøg</u>** **(3x10m^2)**	/7/ Glyphosat transport og omsætning i sprækket moræneler (umættet zone), i Københavnsområdet	a) - Monolit (3.5x3.5m) med bund - Umættet forsøg i oxideret zone - Ingen topsoil. - Steady state flow + rain events b) - 3 x plotforsøg (hver 10 m^2) - 2 plot uden topjord - 1 plot med topjord - Naturlig nedsivning	a) Glyphosat Latex kugler Naturlige lerkolloider Bromid b) Glyphosat Bromid	**- Sorption** **- Nedbrydning** **- partikel transport** a) Flux averaged sampling 3.3m b) prøvedybder 0-2m (i 6 dybder)	/7/ GEUS (2005). Nr. 55.
Avedøre (ny celle)	/8/ Multiple tracing experiments in unsaturated fractured	- Monolit (3.5x3.5m) med bund	Klorid Bromid Uranin	**- diffusion** **- partikel transport**	/8/ Mortensen et al (2004). Vadose Zone J.

<u>Eksperiment elt lysimeter</u> **(12m^2)**	clayey till	- Umættet forsøg i oxideret zone - Ingen topsoil. - Steady state flow (3 intensiteter)	Sulforhoda min B FBA (flere forskellige) Latex kugler	Flux averaged sampling 3.3m	3, 634-644.
Flakkebjerg (SMP96) **<u>Eksperiment elt lysimeter</u>** **(4m^2)**	/9,31/ 3D strømning og transport i moræneler /10/ Embedded sidewall samplers and sensors to monitor the subsurface	- Plotforsøg (2x2m) - Svagt forceret og naturlig gradient nedsivning - Tracer tilsat i 2m´s dybde - Ingen topjord - Sidewall samplers	bromid	- **$K_s$total** - **$K_s$matrix** - **Diffusion** i reduceret zone - **Apertur**(3) - **Textur** 3D flow 5 års dataserie Dybder: 2-10m (ca. 15 dybder) Fokus på reduceret zone	/9/ Harrar og Nilsson (2001). Vand & Jord, 4, 136-140. /10/ Murdoch et al. (2000). Ground Water, 38(5), 657-664. /32/ Harrar et al (2007)
Lillebæk **<u>Eksperiment elt lysimeter</u>** **(2.3m^2)** **<u>Subcatchment</u>** **(1 ha)**	/11/ Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 165.295-165-297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns amt	- Plotforsøg (1.5x1.5m) - Forceret gradient - Steady state flow - Ingen topjord	Bromid Rhodamin B Glyphosat	- **$K_s$total** - **$K_s$matrix** - **Diffusion** - **Textur** - vandbalance	/11/ Nilsson et al. (2000). Nr. 47.
Havdrup **<u>Eksperiment elt lysimeter</u>**	/12/ Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory and	- 2 x Plotforsøg (begge 4x10m)	Bromide MCPP Metsulforun Prochloraz	- **$K_s$total** - **$K_s$matrix** - **Diffusion** - **Aperture**	/12/ Jørgensen et al (2002). WRR, 38(11), 28-1 – 28-11

(2x40m^2)	modelling analysis	i reduceret zone - Naturlig gradient - Kilde tilsat i 3m dybde (=top af red. zone)	Na-Flourescien Flux-averaged sampling i sandlinse i 5m	**- Textur** **- Sorption** **- Nedbrydning** - Bioporer (Rodkanaler til 5-6m)	
Syv bæk **<u>Plotforsøg</u>** **(3x60m^2)** **<u>Subcatchment</u>** **(3x1000m^2)**	/13/ Flow and transport process in a macroporous subsurface-frained glacial till soil I:Field investigations.	- 3 plotforsøg - forskellig tilførsel af vand med tracer ved de tre forsøg	Klorid Prøvetagning: dræn + boringer mellem dræn til ca. 2m dybde	- macroporøsitet - soil water dynamics - vandbalance	/13/ Villholth et al (1998). J. Hydr., 207, 98-120.
Silstrup *Estrup* *Faardrup* *Slæggerup* (VAP-marker) Markskala **<u>subcatchment</u>** **(1.3-2.3ha)**	/14/ Leaching of Glyphosate and AMPA from Danish agricultural field sites /15/ The Danish pesticide leaching assessment programme. Monitoring results, May 1999-June 2001.	- 4 glacial till VAP marker	Glyphosat AMPA Bromide Prøvetagning: dræn i 1m og 3m	- **Nedbrydning** **-Sorption** **- aperture** **- texture** **- $K_s$total** -Udvaskning - soil water dynamics - vandbalance	/14/ Kjær et al. (2005). j. Environ. Qual., 34(2), 608-620 /15/ Kjær et al. (2004). GEUS VAP-moniteringsrapport.
Højstrup *Mammen* *Grundfør* (KUPA) **<u>Plotforsøg</u>** **(4m^2 hvert sted)**	/16/ Tracerforsøg med Sulforhodamin B og bromid til kortlægning af hydrauliske aktive strømningsveje	- 3 oktober parceller 2 regnintensiteter: 13mm og 37mm på 100min. - oxideret zone - udgravning til	Sulforhodamin B Bromid Prøvetagning: 7 dybder	**- aperture** **- texture** **- $K_s$total**	/16/ Jacobsen og Iversen (2004). KUPA-ler. Statusrapport.
Gjorslev	/17,19/ Flouriserende	- 3 august	Acid Yellow	**- aperture**	/17/ Rosenbom

(KUPA) **<u>Plotforsøg</u>** **(6x4m2)**	tracere til kortlægning af hydraulisk aktive strømningsveje i moræneler ved Gjorslev	parceller - 3 okt/nov parceller - 3 regnintensitetet r: 14mm, 27mm og 36mm på 100min. - oxideret zone - udgravet til 2.8m - ingen overjord	7 Sulforhoda min B	**- texture** **- $K_s$total** -Udvaskning - soil water dynamics	(2004). KUPA lerstatus /19/ Rosenbom PhD

6. Konklusion

- Dybdevariation af hydraulisk ledninevne

Der er et systematisk fald i hydraulisk ledningsevne gennem den oxiderede zone mod redoxgrænsen med 2-4 størrelsesordener, mens der til gengæld ingen systematik er under redoxgrænsen. I den reducerede zone varierer K værdierne 5-6 størrelsesordener.

Der kan ikke på det foreliggende datagrundlag inddeles i karakteristiske K værdi intervaller for de 14 opstillede landskabselement settings (LES). Dog kan der på to af LES typerne M(M)-S og M-K angives kvalificerede middelværdier og max-min range.

- Databehov

Der er et udtalt databehov for størstedelen af de udpegede LES typer. Bemærk af M(M)-S og M-K typerne tilsammen kun dækker 27% af Sjælland + Lolland/Falsters areal. Fremtidige feltlokaliteter bør planlægges så flere af de vigtige LES typer bliver omfattet af lokalitets-specifikke opmålinger.

- Skalaeffekter

Sammenstilling af forskellige skala-repræsentative datatyper fra Flakkebjerg lokaliteten viser, at den hydrauliske ledningsevne i oxideret zone ikke viser væsentlig skalaafhængighed med varierende test volumen. Til gengæld kan det ikke udelukkes at samme test metoder udført i den reducerede zone giver har hydrauliske ledningsevne værdier, der falder med et stigende test volumen. Det har ikke været muligt at lave en lignende sammenstilling fra andre danske feltlokaliteter til eftergørelse af denne tendens. Noget tyder altså på at K værdier målt i den oxiderede zone er mindre testskala afhængig, mens man skal være mere opmærksom på skalaeffekter i reduceret zone.

7. Referencer.

/1/ Sidle RC, Nilsson B, Hansen M, Fredericia J 1998. Spatially varying hydraulic and solute transport characteristics of a fractured till determined by field tracer tests, Funen, Denmark. Water Resources Research, Vol. 34, No. 10, pp. 2515-2527.

/2/ Nilsson, B., R.C. Sidle, K.E. Klint, C.E. Bøgild og K. Broholm, 2001. Mass transport and scale-dependent hydraulic tests in a heterogeneous glacial till - sandy aquifer system. Journal of Hydrology 243, p. 162-179.

/3/ Klint, KES., 2001. Fractures in Glaciogene Diamict deposits; Origin and Distribution. PhD-thesis. Geological Survey of Denmark and Greenland, Special report no. 129.

/4/ Broholm K, Nilsson B, Sidle RC Arvin E 2000. Transport and biodegradation of creosote compounds in clayey till, a field experiment. Journal of Contaminant Hydrology, 41, 239-260.
GEUS 2005, GEUS rapport 55.

/5/ McKay L.D. , J. Fredericia, M. Lenczewski, J. Morthorst og K.E.S. Klint, 1999. Spatial variability of contaminant transport in fractured till, Avedøre Denmark. Nord. Hydrol. 30, 1999, p. 333-360.

/6/ Nilsson, B., Aamand, J., Jakobsen, O.S., Juhler, R.K., Mortensen, A., Broholm og M.M., 2002, Udvalgte pesticiders transportveje og omsætning i sprækket moræneler i Københavns-området. (Transport and degradation of selected pesticides in fractured clayey till in the Copenhagen region. GEUS-report 34.

/7/ Aamand, J., Jacobsen, O.S. & Nilsson, B. 2005. Glyphosats transport og omsætning i sprækket moræneler (umættet zone) i Københavnsområdet. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2005/55, 36 pp.

/8/ Mortensen A. P., K. H. Jensen, B. Nilsson og R. K. Juhler, 2004. Multiple tracing experiments in unsaturated fractured clayey till. Vadose Zone Journal no.3, p.634-644.

/9/ Harrar W. , B. Nilson. 3D strømning og transport i sprækket moræneler. Vand og Jord, 8, 2001, 136-139.

/10/ Murdoch, LC; Slack, WW; Harrar, W; Siegrist, RL. 2000, Embedded sidewall samplers and sensors to monitor the subsurface. Ground Water 38(5), 657-664.

/11/ Nilsson, B., Brüsch, W., Morthorst, J., Vosgerau, H., Abildtrup, H.C., Pedersen, D., Jensen, P., Clausen, E.V. 2000. Undersøgelse af landovervågningsboringerne DGU nr. 165.295 – 165.297 i LOOP område 4, Lillebæk, Fyns Amt. GEUS rapport No. 47.

/12/ Jørgensen, PR; Hoffmann, M; Kistrup, JP; Bryde, C; Bossi, R; Villholth, KG. 2002. Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory, and modeling analysis WRR, 38(11), 28-1 – 28-11.

/13/ Villholth, K. K.H. Jensen, J. Fredericia. Flow and transport processes in a macroporous subsurface drained glacial till soil.1. Field investigations. Journal of hydrology 207 (1998) 98- 120.

/14/ Kjær, J; Olsen, P; Ullum, M; Grant, R 2005. Leaching of glyphosate and amino-methylphosphonic acid from Danishagricultural field sites. J. Environ. Qual., 34(2), 608-620.

/15/ Kjær J., P. Olsen, H. C. Barlebo, R.K. Juhler, F. Plauborg, R. Grant, L. Gudmundsson og W. Brüsch, 2004. The Danish Pesticide leaching assessment programme. Monitoring results 1990-2004. GEUS, July 2004.

/16/ Jacobsen og Iversen 2004. Tracerforsøg med Sulforhodamin B og bromid til kortlægning af hydraulisk aktive strømningsveje. Bilag 8 i KUPA-ler Statusrapport.

/17/ Rosenbom, AE 2004. Flouriserende tracere til kortlægning af hydraulisk aktive strømningsveje i moræneler ved Gjorslev. Bilag 7 i KUPA ler. Statusrapport.

/18/ Rosenbom A. , J.Aamand, K. Friis, H. Lindgreen og N. Springer 1998, Laboratory set-up, and experimental results. In: Pore-to-pore scale-up studies of the transport properties of organic pollutants with natural attenuation, progress report. Geological survey of Denmark and Greenland, Copenhagen, no. 102, p. 26.

/19/ Rosenbom, AE. 2005. Preferential flow and transport in variably saturated fractured media. PhD Thesis, Geological Survey of Denmark and Greeenland, Special report no.36.

/20/ Jørgensen P.R. og N.D. Nørskov. Modellering af pesticidudvaskning: Datagrundlag for makroporer, strømning og stoftransport i moræneler. Rapport udarbejdet af Hedeselskabet A/S for Københavns Energi, 2005.

/21/ Cartwright DJ 2001 Using hydraulic testing to determine vertical transport properties of a fractured clay aquitard. M.Sc. thesis. University College of London.

/22/ Jones EH 1999. Hydraulic characterization of a fractured clayey till aquitard, Western Sjælland, Denmark. M.Sc. thesis. University College of London.

/23/ Troldborg L (2004) The influence of conceptual geological models on the simulation of flow and transport in Quaternary aquifer systems. PhD thesis. Geological Survey of Denmark and Greenland Report No. 107. [in English].

/24/ Bradbury, K.R. and Muldoon, M.A.: Hydraulic conductivity determination in lithified glacial and fluvial materials. In: Ground Water and Vadose Zone Monitoring, ASTM STP 1053, D.M. Nielsen and A.I Johnsen, Eds., American Society for testing Materials, Philadelphia, 138-151, 1990.
/25/ Hinsby, K., L.D. McKay, P.R. Jørgensen, M. Lenczewski og C.P. Gerba. Fracture aperture Measurements and Migration of Solutes, and Immiscible Creosote in a Column of Clay-Rich Till. Ground Water 3, 34(6), 1996, p. 1065-1075.

/26/ Jørgensen P.R., L.D. McKay og N.H. Spliid. Evaluation of chloride and pesticide transport in a fractured clayey till using large undisturbed columns and numerical modeling. Water Resour. Res., 34, no. 4, 1998a, p. 539-553.

/27/ Jørgensen P.R., T. M. Schrøder, G. Felding, A. Helweg, N.H. Spliid, M. Thorsen, J.C. Reffsgaard og Ole H. Jacobsen. Validation and development of pesticide leaching models. No. 47. Pesticides Research. Ministry of Environment and Energy, Copenhagen, Denmark, 1998b.

/28/ Jørgensen P.R., K. Broholm, T.O. Sonnenborg og E. Arvin. DNAPL transport through macroporous clayey till columns. Ground Water, 36 no.3. July-August 1998c, p. 123-133.

/29/ Jørgensen P.R., J. Baumann, T. Helstrup, J. Urup og K. Butzbach. Hydraulik i sprækket ler – karakteristik af 8 danske morænelerslokaliteter, Geologisk Nyt, nr. 2., 1998d, 13–16.

/30/ Broholm K., P.R. Jørgensen, A.B. Hansen, E. Arvin og M. Hansen. Transport of creosote compounds in a large, intact clayey till column. J. of Contam. Hydrol.. 39, 1999, p. 309-329.

/31/ Harrar WG, Murdoch LC, Nilsson B and Klint KES (2007). Field characterization of vertical bromide transport in a fractured glacial till. Accepteret til publication I Hydrology Journal, December 2006.

/32/ Klint KE, Gravesen P (1999) Fractures and biopores in Weichselian clayey till aquitards at Flakkebjerg, Denmark. Nordic Hydrology 30 (4/5), 267-284.

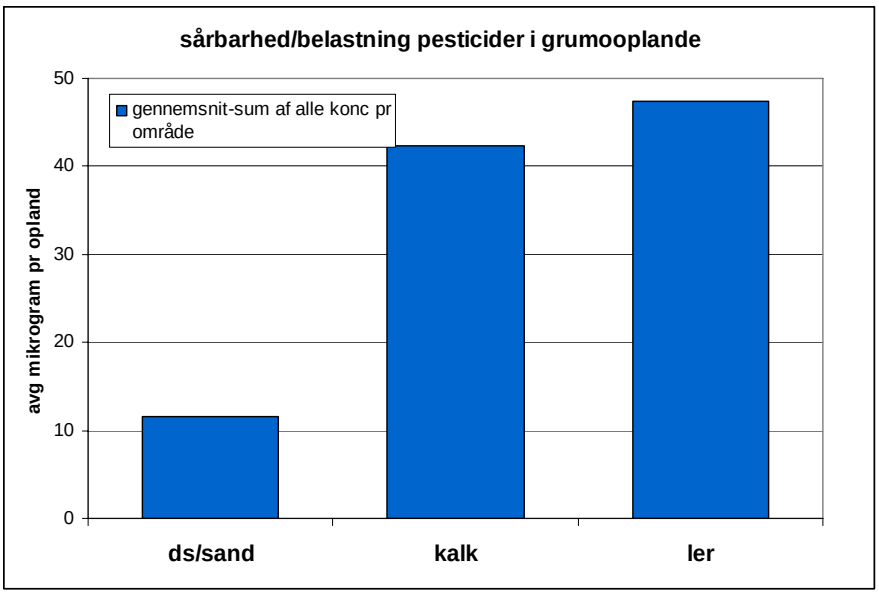
Bilag 8. Udvaskning under 2 meter. En sammenstilling af data fra grundvandsovervågningssystemet fra perioden 1990 til 2007.

Af Walther Brüsch, GEUS

Forudsætninger

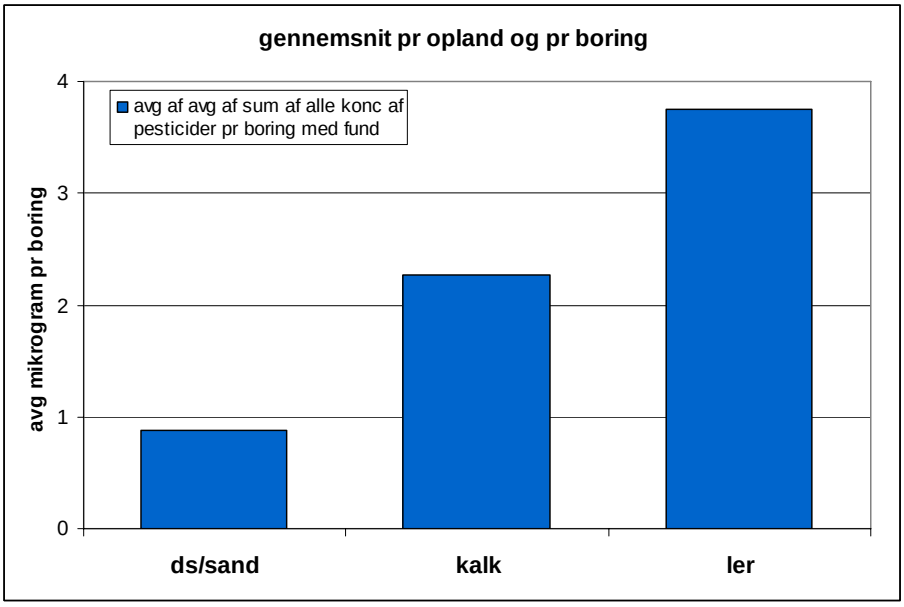
Der er gennemført en bearbejdning af alle analysedata indsamlet i grundvandsovervågningens driftsperiode fra 1990 til 2007, hvor de sidste data er rapporteret til GEUS.
De enkelte oplande, som er udvalgt som repræsentative for dansk grundvand og geologi, er gennemgået og opdelt i henholdsvis sand, kalk og leroplande. De enkelte oplande er beskrevet mht. til topografi, nedbør magasintyper etc. For de enkelte oplande er den samlede pesticidbelastning optalt, og der er beregnet en lang række forskellige gennemsnits koncentrationer for de enkelte oplande. Da de lerede oplande skiller sig klart ud mht. til pesticidbelastning er disse dernæst behandlet særskilt. Der foreligger oplysninger om 75 oplande. I nogle af disse er der ikke analyseret særligt hyppigt, enten fordi oplandene er ”lagt i mølposen” eller oprettet af miljøcentrene for nyligt. Der er 30 sandoplande, 2 kalkoplande og 43 leroplande.

Oplandstyper og summen af pesticidkoncentrationer



Figur 8-1. Samlet belastning i indtag fra GRUMO med fund i hele perioden. Gennemsnit er beregnet for de tre forskellige typer GRUMO områder: 30 sandoplande, 2 kalkoplande og 43 leroplande.

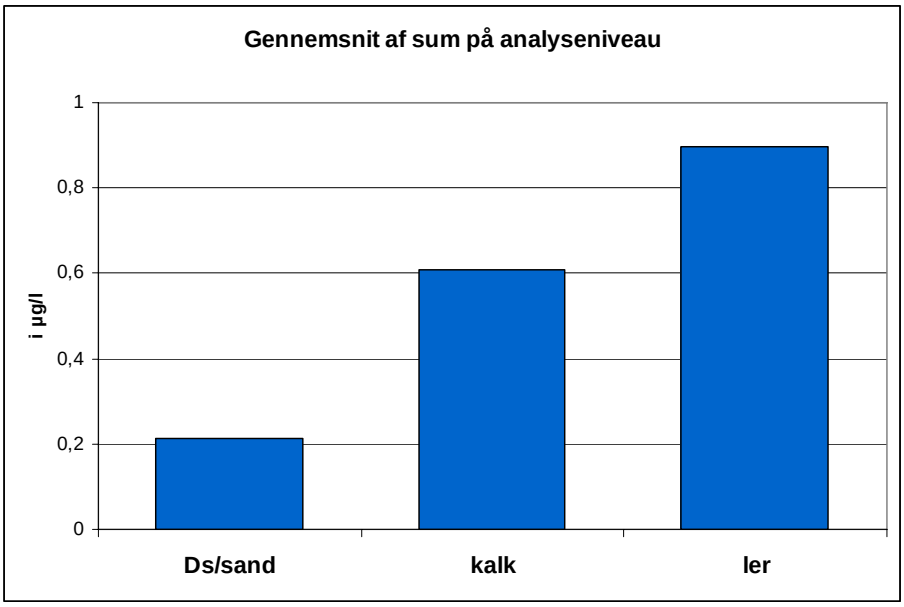
De lerede oplande fremtræder med en større sårbarhed end de sandede oplande, mens kalk formodentlig har stort set samme sårbarhed som ler, figur 8-1, og tabel 8-1, hvor den samlede pesticid og metabolit belastning i det enkelte opland er summet op og dernæst midlet for de tre oplandstyper.



Figur 8-2. Belastning på boringsniveau (boringer med fund) i ler, sand og kalk.

Beregnes gennemsnittet på boringsniveau i samtlige boringer med fund i de enkelte oplande og findes gennemsnittet for de tre oplandstyper, findes en tilsvarende sammenhæng, hvor ler/kalk fremtræder 4 gange mere sårbart end de sandede GRUMO oplande.

For at sikre at den beregnede belastning ikke skyldes forskelle i antal boringer og i antal analyser med fund fra samme boringer i det enkelte opland, er der gennemført en beregning af den gennemsnitlige belastning på analyseniveau i de tre oplandstyper, figur 8-2 og tabel 8-3. Denne viser samme tydelige forskel på sand og ler oplande, hvor der selv på analyseniveau er en ca 4 gange større sårbarhed for summen af påviste pesticid og metabolitkoncentrationer i analyserne.



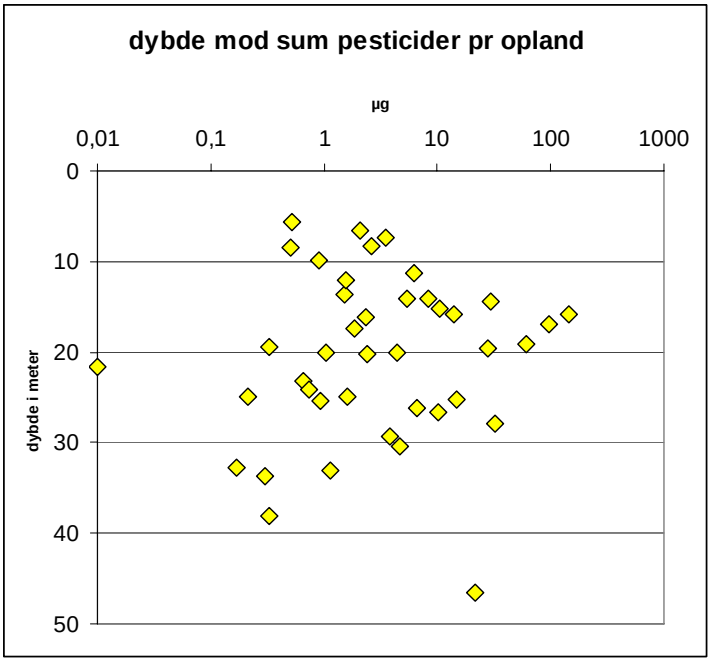
Figur 8-3. Den gennemsnitlige ”sum pr analyse” med fund, beregnet ved at dividere den totale pesticidbelastning pr opland med antallet at analyser med fund.

Tabel 8-1. Tabellen viser den store forskel på sum koncentrationer i lerede og sandede oplande samt gennemsnitlige dybder for indtag med fund og alle analyserede indtag.

Type	Antal oplande	Gennemsnit sum af pesticid konc pr område, µg/l	Gennemsnit af gennemsnitlig sum pr boring, µg/l	Gennemsnitlig dybde til top indtag med fund, meter under terræn	Gennemsnitlig dybde til top indtag for alle analyserede indtag, meter under terræn
ds/sand	30	**11,5**	**0,9**	**20,2**	**25,0**
kalk	2	**42,4**	**2,3**	**18,9**	**17,7**
ler	43	**47,5**	**3,8**	**20,3**	**24,5**

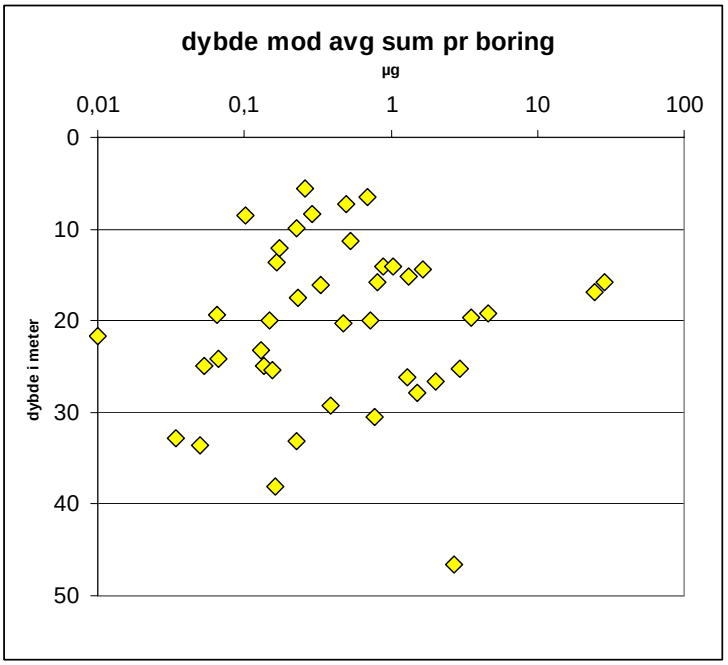
Pesticidkoncentrationer og funddybder i lerede oplande

Tabel 8-1 viser at den gennemsnitlige funddybde for indtag med fund af pesticider eller metabolitter i både sandede og lerede oplande er ca 4 til 5 til meter større end den gennemsnitlige dybde til samtlige analyserede indtag.

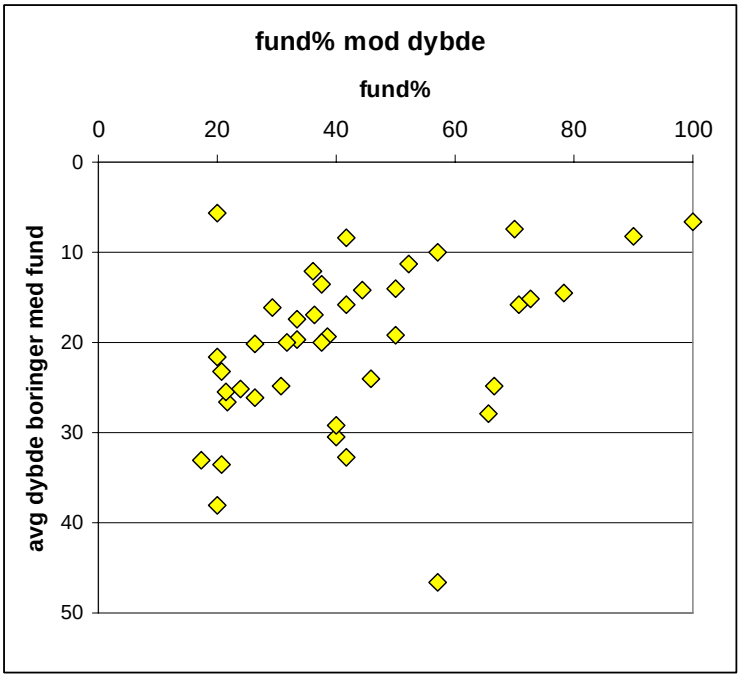


Figur 8-4. Dybde mod samlet sum af pesticider fundet i de lerede oplande. (Frederiksberg er ikke medtaget).

Der ses ingen klar sammenhæng mellem dybde og koncentration, figur 8-4, hvilket er forventelig, da det formodentlig er sprækketransport og lokale forhold der er afgørende for om der udvaskes pesticider gennem ler.
Et tilsvarende mønster findes når summen af gennemsnittet for de enkelte boringer med fund i lerede oplande afbildes, figur 8-5.

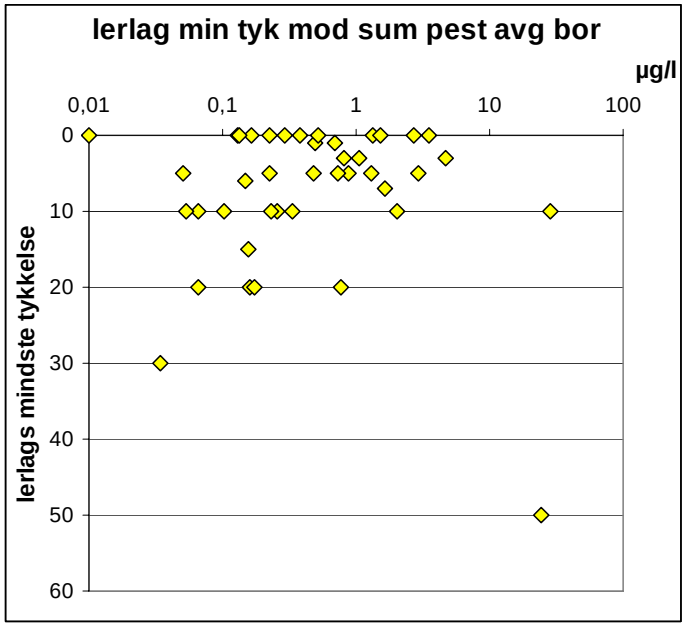


Figur 8-5 Dybde mod sum (avg sum) af gennemsnit af fund i de enkelte boringer med fund i lerede oplande.



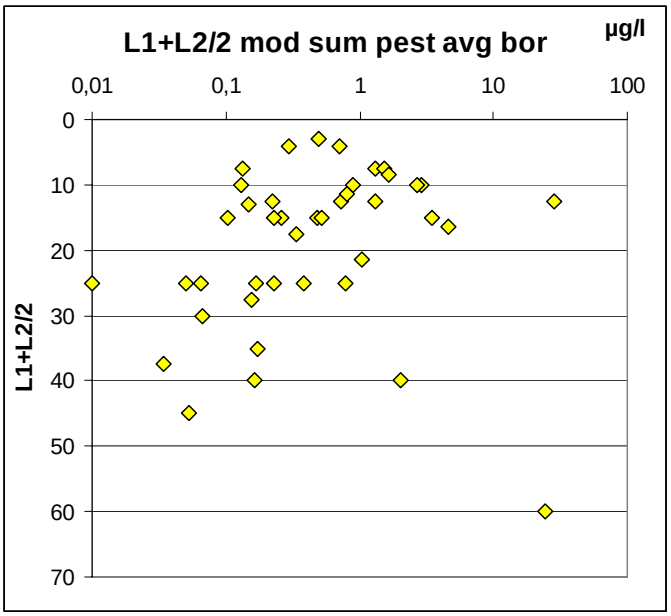
Figur 8-6. Andel boringer med fund opgjort på boringsniveau (antal boringer med fund mod antal boringer analyseret) mod gennemsnitlig dybde til top indtag for boringer med fund i de enkelte lerede oplande.

Der findes dog en mere tydelig tendens til, at den gennemsnitlige dybde til top indtag spiller en rolle i forhold til, hvor hyppigt der findes pesticider i boringerne – jo større gennemsnitlig dybde jo mindre andel med fund, figur 8-6, hvilket leder til at undersøge sammenhængen mellem lertykkelse og koncentrationer, figur 8-7, 8-8 og 8-9. Sammenholdes den mindste lerlagstykkelse i de lerede oplande med den gennemsnitlige sum på boringsniveau pr. opland findes en ret tydelig sammenhæng mellem tykke lerlag og faldende koncentrationer. Opgørelsen inkluderer dog lerede oplande, hvor lertykkelsen er sat nul, når der forekommer ”huller” i lerlagene fx sandvinduer.

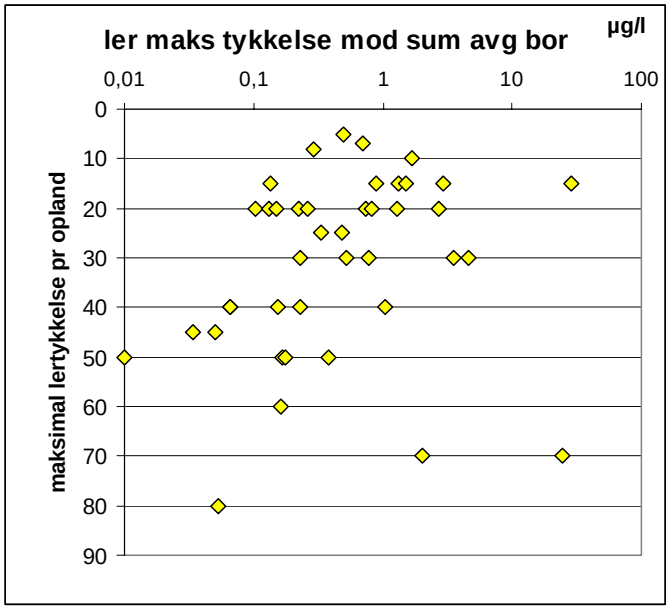


Figur 8-7. Mindste lerlagstykkelse i lerede oplande mod sum af gennemsnit pesticidkoncentration pr boring i det enkelte opland.

Ses på gennemsnittet af den største og den mindste ler tykkelse pr opland fås findes en bedre sammenhæng mellem faldende belastning af grundvandsmagasinerne og stigende lertykkelse/ lerdæklag. Figur 8-8. Undersøges den maksimale lertykkelse mod belastningen af pesticider findes et tilsvarende mønster, figur 8-9.



Figur 8-8. Gennemsnit af mindste og største lerlagstykkelse mod sum af gennemsnit pesticidkoncentration pr boring.



Figur 8-9. Maksimal lerlagstykkelse i de enkelte oplande mod sum af gennemsnitligt pesticidindhold i boringer med fund i lerede oplande.

Nedbør og topografi, antal stoffer

Tabel 8-2. Oplandstyper, lertykkelse pr opland (avg minimum tykkelse - gennemsnit af mindste og største lerlags tykkelse på oplandstyper), topografisk forskel - målt som største højdeforskel indenfor det enkelte opland, og på oplandstyper: middelnedbør, nettonedbør samt gennemsnitlig sum af pesticider på oplandstyper.

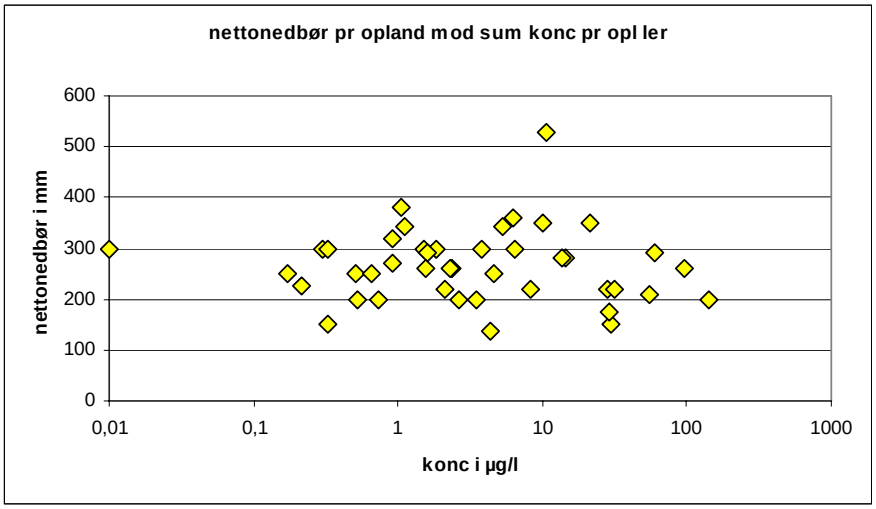
Oplands type	antal oplande	avg minimum lertykkelse	avg maks tykkelse	avg topografi	avg middel nedbør	avg netto nedbør	avg, sum alle konc pesticider pr område µg/l	avg, avg sum pr boring m fund µg/l
ds/sand	30	0	6	**18,7**	746	**328**	11,5	0,9
Kalk	2	0	0,5	**45**	700	**193**	42,4	2,3
Ler	43	7,4	30,8	**22,6**	688	**276**	47,5	3,8

Opgøres nettonedbør og topografi (målt som største højdeforskel i det enkelte opland) for de tre oplandtyper i GRUMO findes, at de høje gennemsnitlige koncentrationer i ler/kalk oplande følges af højere gennemsnitlige topografiske forskelle og af en lavere gennemsnitlig nettonedbør. (der skal dog tages forbehold for netto nedbør og middel nedbør, der stammer fra de oprindelige beskrivelser af oplandene), tabel 8-2 og 8-3.

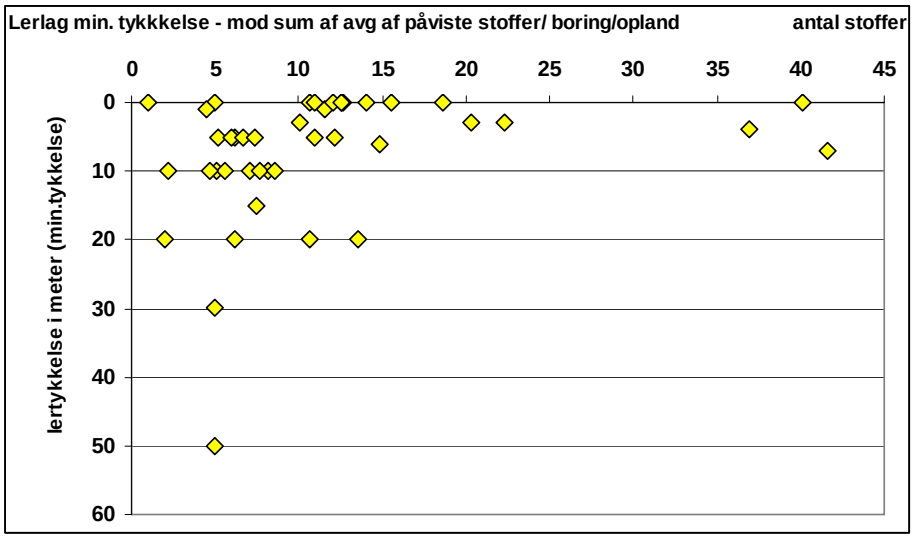
Tabel 8-3. Her med den gennemsnitlige "sum pr analyse" med fund, beregnet ved at dividere den totale pesticidbelastning pr opland med antallet at analyser med fund.

Opland	antal oplande	avg topografi	avg netto nedbør	avg sum alle pest pr opland	Avg, avg pr bor pr opland	avg af sum pr analyse (med fund)
ds	30,0	18,7	327,7	**11,5**	0,9	**0,2**
k	2,0	45,0	192,5	**42,4**	2,3	**0,6**
ml	43,0	22,6	275,8	**47,5**	3,8	**0,9**

Sammenholdes nettonedbøren i de lerede oplande med sårbarheden over pesticidudvaskning (sum pesticid koncentrationer pr opland) findes dog ingen sammenhæng mellem stigende koncentrationer og faldende eller stigende nettonedbør i de lerede oplande, figur 8-10, hvilket kan skyldes, at langt de fleste lerede oplande ligger i "Øst" Danmark, hvor der generelt er lavere nettonedbør end i de sandede områder mod vest.

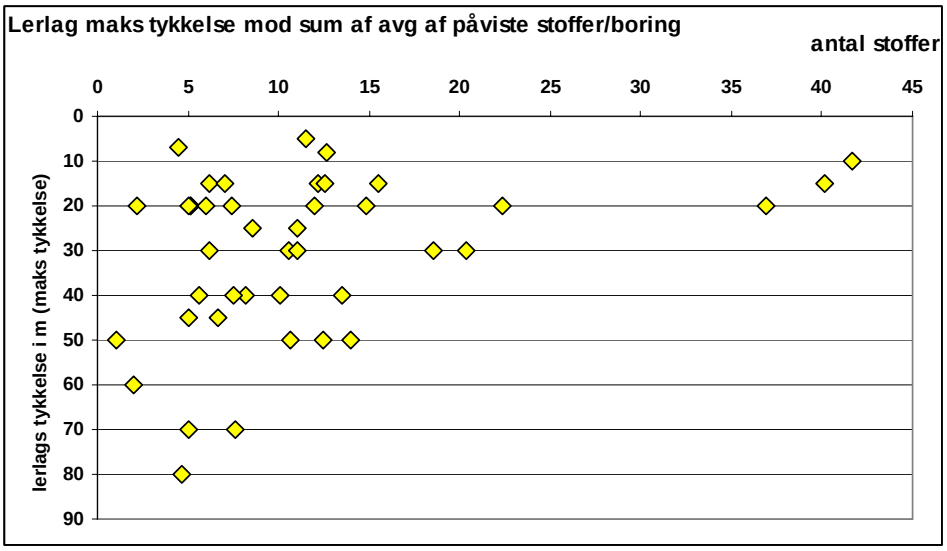


Figur 8-10. Nettonedbør i oplande mod sum af pesticider pr leret opland.

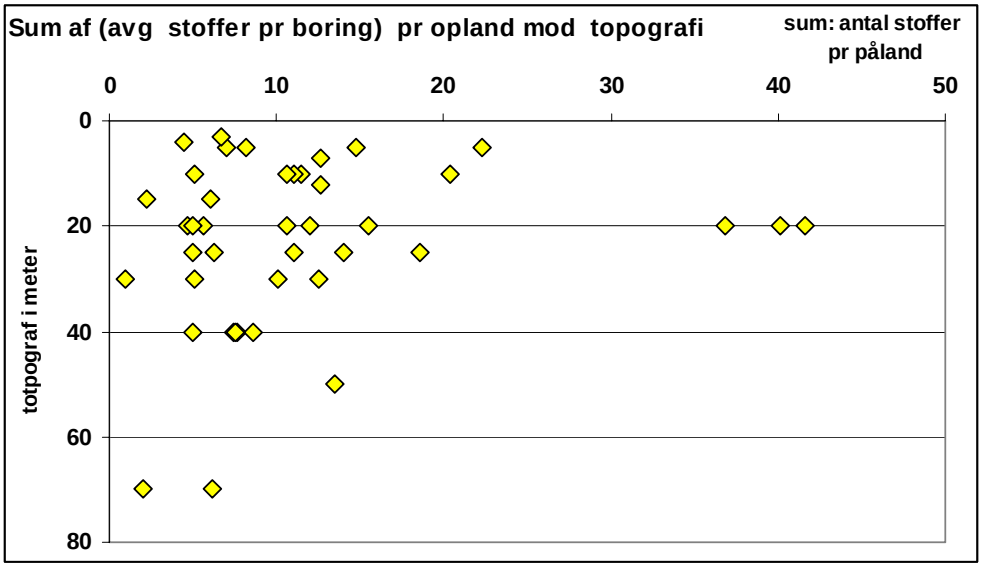


Figur 8-11. Antal stoffer og lertykkelse. Lerlagenes mindste tykkelse i oplandene mod summen af gennemsnittet af antal stoffer fundet i boringerne i de enkelte lerede oplande.

Figur 8-11 viser, at der i de lerede oplande er en sammenhæng mellem stigende lerlagstykkelse og faldende antal af stoffer, der påvises under lerlagene. Anvendes den maksimale lerlagstykkelse findes en tilsvarende sammenhæng, figur 8-12, som også videre, at pesticider og metabolitter kan findes under lerlags tykkelser på mere end 50 meter. Disse store lagtykkelser viser, at der må være præferentielle strømningsveje gennem lerlagene, da en nedsivning gennem porerne i så tykke lerlag ville tage hundrede af år, eller at boringerne med fund har været konstrueret forkert således, at der er opstået skorstens effekter, som kendes fra vandværksboringer. Da der kun udtages små vandprøver ved prøvetagning fra moniteringsboringerne anses skorstenseffekter ikke som en dominerende årsag i GRUMO.

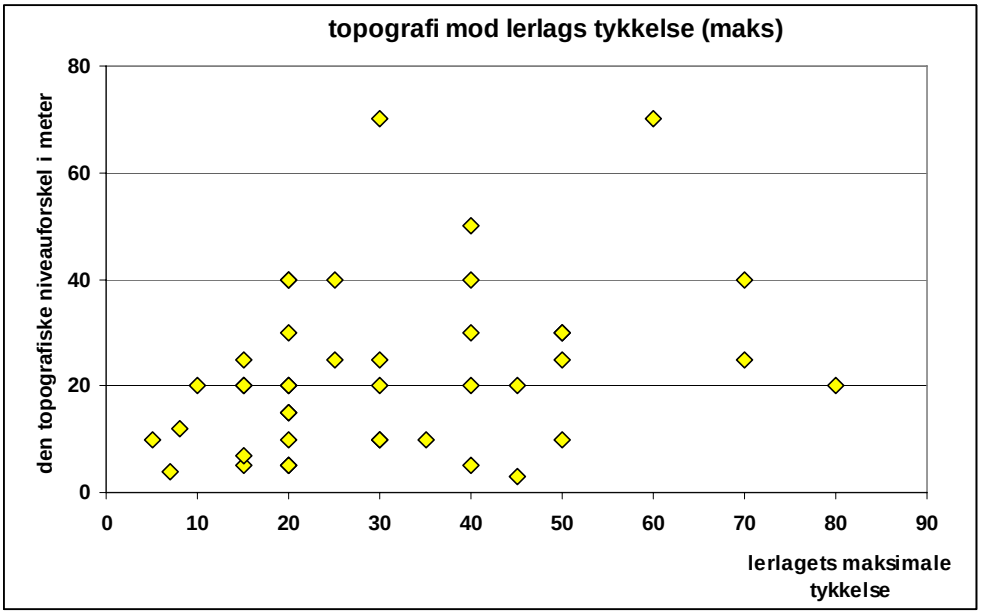


Figur 8-12. Lerlagenes maksimale tykkelse i oplandene mod summen af gennemsnittet af stoffer fundet i boringerne i de enkelte oplande.



Figur 8-13. Antal stoffer pr opland (sum af gennemsnit af antal stoffer fundet i boringer) mod den topografiske niveauforskel i oplandene. Den topografiske forskel er aflæst som den største højdeforskel i det enkelte opland.

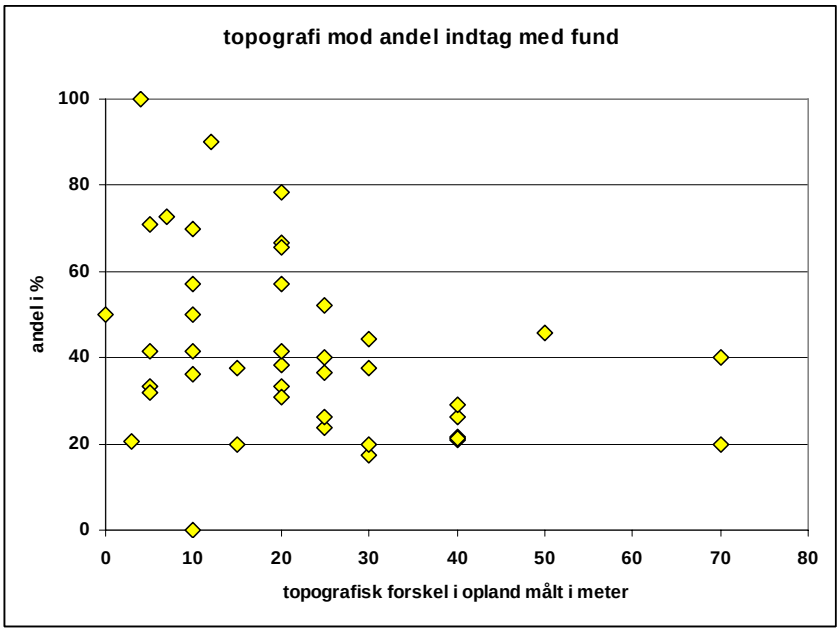
Der ses en mulig sammenhæng mellem stigende topografisk forskel og et tilsyneladende faldende antal stoffer, figur 8-13. Dette skyldes formodentlig at der i oplande med størst topografisk forskel også findes de største lerlags tykkelser, figur 8-14.



Figur 8-14. Største lerlagstykkelse i oplandene mod den topografiske niveauforskel i oplandene.

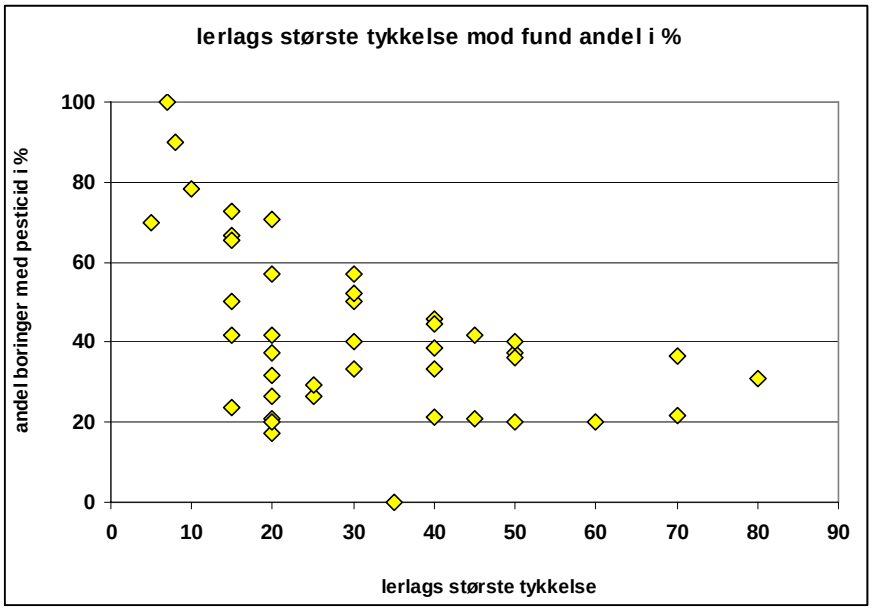
Figur 8-14 viser, at der faktisk er en tendens mod stigende lerlagstykkelser i oplande med store topografiske forskelle. Dette skyldes formodentlig moræneler's oprindelse under og foran istidens gletsjere, der i områder med store topografiske forskelle, ofte har trykket eller skudt anseelige ler pakker/lag op, dels over

eksisterende lerlag, men også som lerpakker med lodret stående lagdeling, der oprindelig var horisontal fx i randmoræner.

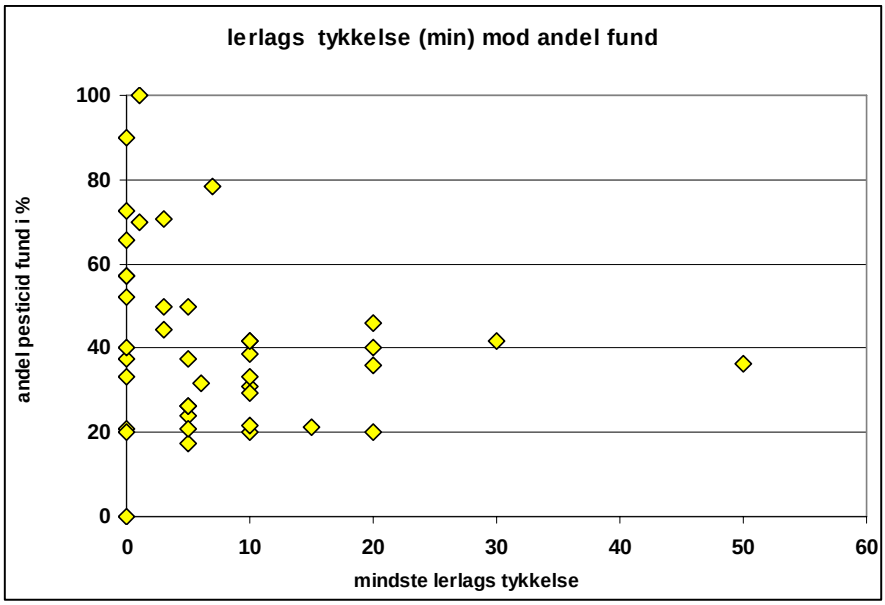


Figur 8-15. Den topografiske forskel i det enkelte opland mod andelen af boringer med fund (i %) i oplandet.

Sammenholdes den topografiske forskel med andele af boringer med fund i det enkelte opland findes en tendens mod faldende fundandele mod stigende topografiske forskelle, figur 8-15, hvilket som før nævnt kan hænge sammen med stigende lerlagstykkelse i oplande med store topografiske forskelle. De tykkere lerlag yder derfor formodentlig en vis beskyttelse, hvilket også fremgår af figur 8-16, der viser en tendens til at størrelsen af boringer med fund falder i oplande med stigende lertykkelser.



Figur 8-16 Den største lerlagstykkelse i det enkelte opland mod andel boringer med fund af pesticider eller metabolitter i oplandet. Figuren viser en sammenhæng mellem faldende andel boringer med fund af pesticider og stigende lertykkelse.

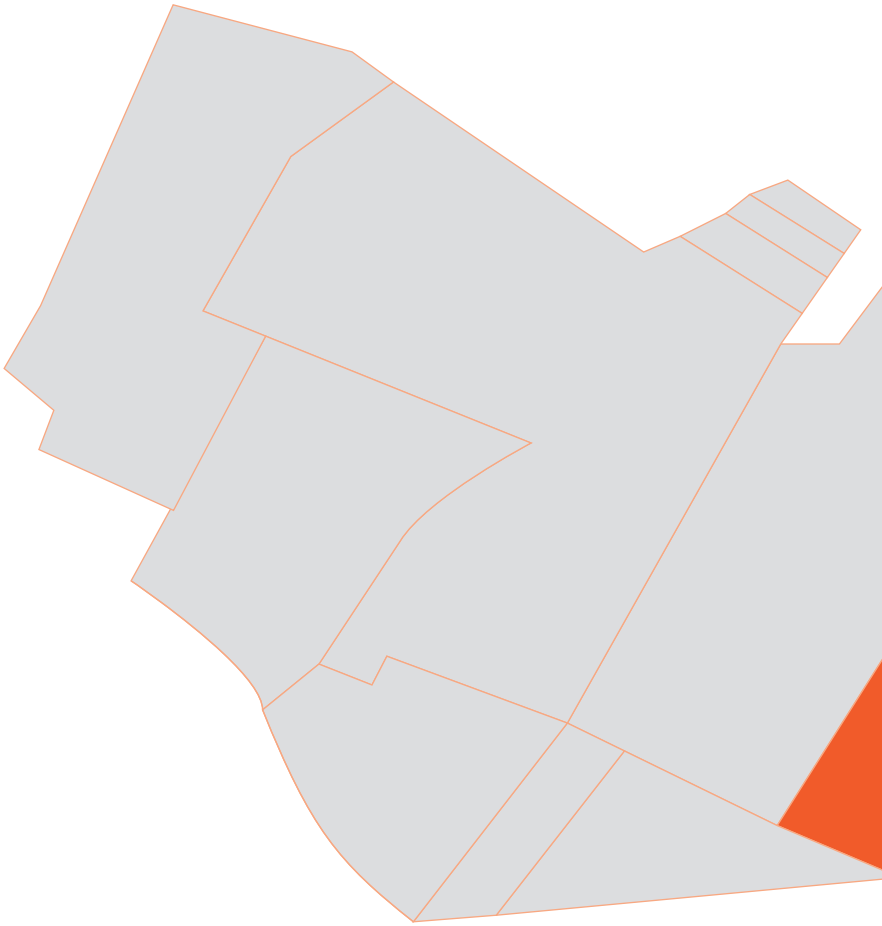


Figur 8-17. Den mindst målte lertykkelse i oplandet mod andel boringer med fund af pesticider eller metabolitter.

Afbildes den mindste lertykkelse fundet i oplandet findes den samme tendens ikke så klart, figur 8-17. Dette kan skyldes, at der i et opland land sagtens kan findes et mindre sandareal, et såkaldt ”sandvindue”, som betyder at oplandet falder i kategorien ”0 meters lertykkelse”. Dette sandvindue kan lokalt påvirke grundvandet, mens den resterende del at oplandet kan være præget af større ler tykkelser. Der er dog ikke nogen enkel sammenhæng mellem nul værdier for mindste lertykkelse (0 meter) og store maksimale lag tykkelser.

Projektet har arbejdet med en metode til at forudsige følsomheden overfor udvaskning af pesticider fra lerede jordtyper. Som værktøj er der benyttet den simulerede udvaskning til niveauet under rodzonen.

Den simulerede udvaskning udgør kildestyrken for den videre transport gennem de lerede jordtyper til grundvandsmagasinerne. De områder, hvor der på denne måde findes en lav kildestyrke, er ikke "særligt følsomme" overfor udvaskning af pesticider til grundvandsmagasinerne. Det er også forsøgt, men uden endelig afklaring, at udvikle en metode til at forudsige denne dybere transport.



KUPA