



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Herbicider i terrestriske vådområder

Herbiciders forekomst, mængde,
spredningsveje og effekter i moser i udvalgte
jyske ådale

Bekæmpelsesmiddelforskning nr. 154, 2014

Titel:

Herbicider i terrestriske vådområder

Redaktion:

Rasmus Ejrnæs¹
Annette Baattrup-Pedersen¹
Tenna Riis¹
Morten Lauge Pedersen²
Carl Christian Hoffmann¹
Brian Kronvang¹
Ole Munch Johansen²

¹Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

²Institut for Byggeri og Anlæg, Aalborg Universitet

Udgiver:

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K
www.mst.dk

Foto:

Karen-Marie Brask Jensen
Henriette Bjerregaard

År:

2014

ISBN nr.

978-87-93178-09-0

Ansvarsfraskrivelse:

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

Må citeres med kildeangivelse.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	7
Summary	11
1. Indledning	15
2. Baggrund og formål	17
2.1 Transportveje for herbicider til vådområder	17
2.2 Eksponering og effekter på arter og levesteder af lave herbiciddoser	18
2.3 Formål og hypoteser	21
3. Metode	23
3.1 Lokaliteter og prøvetagningsområder	23
3.2 Kortlægning og klassifikation af ådale	24
3.2.1 Kortlægning af lokaliteter	24
3.2.2 Klassifikation af ådale	24
3.3 Instrumentering og prøvetagning af herbicider	28
3.4 Vegetationsundersøgelser	30
3.4.1 Frekvensanalyse	30
3.4.2 Statistiske analyser	30
3.5 Vækst og fotosyntese	31
4. Resultater	35
4.1 Karakteristik og typologisering af ådale	35
4.1.1 Karakteristik og oplandsanalyse af ådalsstrækningerne	35
4.1.2 GOI Typologisering	37
4.2 Fund af herbicider	42
4.2.1 Herbicidfund i vandløbsvand og drænvand	42
4.2.2 Herbicidfund i dybere grundvand	42
4.2.3 Herbicidfund i terrænnært grundvand og rodzonen	43
4.2.4 Herbicidfund i regnvand	44
4.2.5 Potentiel giftighed af pesticider i regnvand	46
4.3 Herbicideksponering	47
4.4 Vegetationsundersøgelser	54
4.4.1 Effekter på vegetationen	56
4.5 Vækst og fotosyntese	59
5. Diskussion	65
5.1 Ådale og strømningsveje	65
5.2 Kilder til herbicideksponering i ådale	66
5.3 Vegetationseffekter	70
5.4 Vækst og fotosyntese	71
6. Konklusion	73
7. Perspektivering	75
7.1 Faglig perspektivering	75
7.2 Administrativ perspektivering	75
Referencer	77
Bilag 1: Analyseprogram for herbicider	73
Bilag 2: Lokalitets- og oplandsbeskrivelse i GIS	75

Forord

Projektet ”Herbicider i terrestriske vådområder” har været finansieret af Miljøstyrelsens program for bekæmpelsesmiddelforskning. Projektet er udført i 2011-2012 ved Aarhus Universitet, Det Nationale Center for Miljø og Energi og Institut for Bioscience i samarbejde med Aalborg Universitet, Institut for Byggeri og Anlæg. Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af:

Jens Erik Ørum, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet

Thomas Secher Jensen, Naturhistorisk Museum, Aarhus

Jens Erik Jensen, Videncentret for Landbrug

Nis Schmidt, Dow AgroSciences Danmark A/S

Jørn Kirkegaard, Miljøstyrelsen

Lise Samsøe-Petersen, Miljøstyrelsen

Jørgen Schou, Miljøstyrelsen

Anders Branth Pedersen, Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet

Rune Ventzel Hansen, Danske Juletræer – træer og grønt

Lars Bo Pedersen, Dansk Juletræsdyrkerforening

Morten Elmeros, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Beate Strandberg, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

Vi vil gerne takke følgegruppen for deres engagement i projektet, gode diskussioner om metode og resultater samt konstruktive kommentarer til rapportudkast og perspektivering af undersøgelsen. En særlig tak skylder vi de fire faglige reviewere – Beate Strandberg, Lise Samsøe, Jens Erik Jensen fra følgegruppen og Dean Jacobsen fra Biologisk Institut, Københavns Universitet.

Vi vil også gerne takke Karen-Marie Brask Jensen for feltassistance og Bettina Nygaard for hjælp med dataudtræk og modelkørsler. Desuden ønsker vi at takke samarbejdsvillige private lodsejere på 11 lokaliteter for at have givet adgang til at foretage målinger på deres arealer.

Sammenfatning

Baggrund og formål

På lavbundjorde langs kyster og i ådale strømmer det grundvand ud som dannes i de højere liggende dele af landet. En del grundvand strømmer direkte ud i vandløb, søer og hav, men en meget væsentlig del strømmer gennem jordbunden og giver anledning til dannelse af våde terrestriske økosystemer som kildevæld og rigkær. Disse økosystemer er gået stærkt tilbage som følge af afvanding og opdyrkning og er i dag en truet ressource, som er beskyttet af habitatdirektiv, vandrammedirektiv og grundvandsdirektiv. Mængden og kvaliteten af det vand, som føder de kalkrige moser, er afgørende for de sårbare arter af planter og dyr, og derfor en nøgleparameter for opnåelse af god økologisk tilstand og gunstig bevaringsstatus.

Det er velkendt, at vandets indhold af næringsstoffer og basekationer samt dets pH er af afgørende betydning for tilstanden af rigkær og kildevæld. Eutrofiering med plantetilgængeligt kvælstof og fosfor er en alvorlig trussel mod en god økologisk tilstand. Der har ikke været samme fokus på vandets indhold af miljøfremmede stoffer, eksempelvis herbicider. Men grundvandsdirektivet har sat fokus på denne problemstilling ved at lægge op til fastsættelse af grænseværdier for ikke bare nitrat, men også indholdet af miljøfremmede stoffer som eksempelvis herbicider.

De våde terrestriske økosystemer kan potentielt blive udsat for herbicider via flere forskellige spredningsveje fra markerne til moserne. For det første kan der ske en udvaskning fra markerne til dræn under markerne, som leder vandet videre til ådalene og eventuelt ud i moserne. Drænvandets herbicider kan også ende i vandløbet, hvorfra det kan belaste ådalens moser i forbindelse med oversvømmelser af ådalen og eventuel aflejring af sediment. Udvasningen af herbicider kan også fortsætte via jordens makroporer forbi drænrørene og videre ned i overfladenære eller dybe grundvandsmagasiner og ad denne vej transporteres med grundvandet ud i moserne. Herbiciderne kan desuden fordampe i forbindelse med sprøjtning og efterfølgende fra planterne og jorden. Herbiciderne vil senere fordeles med nedbøren på omkringliggende arealer, også de våde terrestriske økosystemer. Endelig kan der ske en direkte afdrift af herbicider under sprøjtningen, som kan belaste arealer i ådalen, som grænser op til dyrkede marker.

Der findes mange undersøgelser af herbiciders skadevirkninger på markernes levende hegn og markskel – arealer som grænser direkte op til dyrkede marker og derfor belastes af en forudsigelig mængde herbicider via afdrift. Der findes også en del undersøgelser af herbiciders skadevirkninger i akvatiske økosystemer som søer og vandløb. Der findes imidlertid endnu ingen undersøgelser af spredningsveje, belastningsniveauer og effekter af herbicider på våde terrestriske økosystemer.

Formålet med dette projekt har været at kortlægge omfang og kilder til herbicidbelastning af 11 grundvandspåvirkede ådalsstrækninger i Danmark og undersøge, om der kan påvises eller sandsynliggøres eventuelle skadevirkninger på økosystemets planter.

Undersøgelsen

Undersøgelsen foregik i 11 ådalsstrækninger fordelt på 7 mellemstore og store jyske ådale udvalgt efter screening af data fra det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur. De to vigtigste kriterier for udvælgelsen var, at ådalene skulle have en størrelse og naturlighed, hvor oversvømmelser var sandsynlige, og at de valgte lokaliteter skulle indeholde beskyttede rigkær – et terrestrisk økosystem, som er afhængig af rent grundvand. I hver af de valgte ådale blev der udtaget en lokalitet på ca. 50 meter i længderetningen og 30 meter i bredden, målt fra vandløbets bred. På

hver lokalitet blev der udvalgt tre undersøgelsesområder, som repræsenterer en høj naturtilstand med rigkær, en moderat naturtilstand med våd eng og en lav naturtilstand med sumpede bræmmer med høje konkurrenceplanter. I hvert område blev der installeret piezometerrør til prøvetagning af øvre grundvand og jordvand, opsat opsamlere til måling i regnvand og udlagt måtter til opsamling af sediment fra oversvømmelser. Endelig blev der sat piezometerrør i ådalsskrænterne og udtaget prøver fra vandløbene og fra et drænudløb, som blev identificeret på en af lokaliteterne. Udtagne prøver blev analyseret for en lang række herbicider og nedbrydningsprodukter, herunder 7 af de 10 mest solgte i 2008.

Der blev foretaget vegetationskortlægning og GOI-klassifikation på 10 af de 11 strækninger og gennemført målinger af vækst og fotosyntese på tre strækninger. Ådale blev klassificeret og karakteriseret efter deres grundvand-overfladevand interaktioner (GOI), for at undersøge deres repræsentativitet og eventuelle koblinger mellem belastningen med herbicider og ådalstype. Vegetationskortlægning blev foretaget i form af frekvensanalyser, fem fra hvert delområde. Vækst og fotosyntese blev målt for hhv. fem og seks udvalgte karplantearter.

Resultater og hovedkonklusioner

Vi fandt herbicidrester i grundvand, nedbør og drænvand. Koncentrationen af herbicider i det øvre grundvand var generelt meget lav; der blev kun fundet bentazon i en prøve fra prøvetagning ved Karup Å og BAM i to prøver fra Simsted Å. I jordvandet blev der fundet herbicider i 17 ud af 96 prøver fra det øvre jordvand, mens der i bunden af rodzonen blev fundet herbicider i 10 ud af 105 vandprøver. Der er ingen tydelig sæsonvariation i prøverne, men en klar tendens til gentagne fund i de samme prøver. De hyppigste herbicider er BAM, glyphosat og DNOC, den mest sandsynlige kilde til DNOC er dog ikke herbicider, men fotokemiske omdannelser af andre miljøfremmede stoffer i atmosfæren og efterfølgende afsætning med nedbør. Der blev fundet herbicidrester i alle nedbørmålinger opsamlet fra 6 måleperioder på 8 stationer (kun en station fra nærliggende lokaliteter). Der blev fundet 11 herbicider eller nedbrydningsprodukter i koncentrationer op til en faktor 10 over grænseværdier for drikkevand og der blev fundet sæsonvariation i koncentrationer og sammensætning af herbicider i nedbør med største koncentrationer i forårsmånederne og det sene efterår og lavest værdier henover sommeren. Der blev fundet glyphosat og bentazon i drænvand fra fritlagt drænrør ved Karup Å.

Klassifikationen af ådalstyper efter GOI-metoden viste en betydelig variation i ådalstyper baseret på strømningsveje og den kemiske sammensætning af grundvandet, men der blev ikke fundet en entydig sammenhæng til herbicidbelastningen, som i de undersøgte ådale især hidrører fra nedbør og drænvand.

Klassifikationen af vegetation fra prøvefeltene til forskellige typer af eng- og mosesamfund viste en betydelig variation indenfor de enkelte lokaliteter i naturtilstand, fra næringsfattige rigkær, fattigkær og hængesæk over moderat næringsrige enge til eutrofierede sumpede bræmmer. Der blev ikke fundet nogen klar sammenhæng mellem vegetationens sammensætning og belastningen med herbicider, dog var der en tendens til at de rigkær som fandtes på lokaliteten som overrisles med drænvand var fattige på typiske arter og præget af mere næringselskende arter. Herbicidbelastningen varierede primært mellem lokaliteterne og ikke indenfor lokaliteterne, som forventet ved projektstart. Desuden var belastningen så lav, at effekter næppe vil kunne påvises under feltbetingelser, hvor mange andre faktorer spiller en rolle.

Målinger af vækst og fotosynteserater hos planter på tre lokaliteter kunne ikke kobles til forskelle i herbicidbelastningen, men der blev fundet signifikante sammenhænge mellem sæson, art og næringsstofstatus. Målinger af N/P-ratio på de tre lokaliteter indikerede at vegetationen var N-begrænset.

Når de fundne herbicidkoncentrationer i vandprøverne omsættes til belastninger per arealenhed, må vi konkludere, at belastningen med herbicider fra vandløbsvand og grundvand er ubetydelig. For det første optræder der kun sjældent herbicider i prøverne, og da maksimalt i størrelsesordenen 0,1-0,2 g/ha. Belastningen via nedbør er derimod konstant og desuden større, svarende til en årlig belastning på 0,4-1,6 g/ha, de højeste værdier skyldes antageligt et bidrag fra afdrift af herbicid fra nærliggende marker. Den højest målte belastning i undersøgelsen kommer fra det ene fritliggende drænrør ved Karup Å, som belaster omkringliggende økosystemer med ca. 11 g glyphosat og bentazon per ha.

Sammenfattende viser vores undersøgelse, at der ikke er grund til at tro, at herbicidforurening af grundvandet kompromitterer muligheden for at opnå god økologisk tilstand eller gunstig bevaringsstatus i våde terrestriske økosystemer. Den kroniske påvirkning af vegetationen med herbicidrester via nedbør er i en størrelsesorden, som næppe vil påvirke vegetationen, men vores viden om effekter af lave doser herbicider på naturlige plantesamfund, som struktureres gennem interspecifik konkurrence, herbivori og parasitisme er for begrænset til, at vi kan udelukke effekter med sikkerhed. Belastningen med herbicider fra fritliggende dræn er i en størrelsesorden, hvor effekter på de våde terrestriske økosystemer er sandsynlige og dermed risikerer at påvirke naturtilstanden af grundvandsbetingede økosystemer. Heldigvis er denne spredningsvej også den letteste at begrænse via lovgivning og forvaltning.

Perspektivering

I dag gennemføres vådområdeprojekter med drænvand for at denitrificere kvælstof inden det når søer og vandløb. Vi har vist, at åbne markdræn kan være en væsentlig kilde til herbicideksponering, men der mangler undersøgelser af om herbiciderne i drænvandet påvirker grundvandsbetingede vådområder. En sådan undersøgelse kunne eksempelvis gennemføres ved en kombination af feltkortlægning og kontrollerede mikrokosmoseksperimenter.

Vores undersøgelse har vist, at belastningen med nedbøren er kronisk, selvom der er sæsonbestemte spidsbelastninger i forsommer og sene efterår. Eksponeringen forekommer alle steder i landet, og dermed ikke kun i våde terrestriske økosystemer. Undersøgelser har påvist, at meget lave koncentrationer af visse pesticider kan virke vækstfremmende, mens andre pesticider kan påvirke reproduktionen negativt selv i meget lave doser. Det kunne være fagligt interessant at undersøge effekten af den samlede nedbørscocktail ved kontrollerede mikrokosmosforsøg udført på internationalt beskyttede og sårbare vegetationstyper – eksempelvis overdrev eller rigkær. Det kunne også være relevant at undersøge effekten af denne cocktail på sårbare arter, som optager deres næringsstoffer direkte fra nedbøren, især epifytiske laver og rensdyrlaver kunne være relevante at undersøge i denne sammenhæng.

Mens en nedsættelse af herbicidbelastningen via nedbør forudsætter ændringer af udbringningsmængder eller udbringningsmåde vil eksponeringen med drænvand kunne reguleres ved at undlade at overrisle beskyttede økosystemer med drænvand. Alternativt kan denitrificering af drænvand ske i såkaldte minivådområder.

Summary

Background and objective

Low lying areas along coasts and streams are natural areas for exfiltration of ground water. The ground water feeds directly into brooks, lakes and the sea but also flushes terrestrial areas giving rise to wetland habitats such as alkaline fens and springs. These ground water dependent habitats have declined dramatically due to drainage, water abstraction and cultivation of drained wetlands, and today species of vascular plants, mosses and invertebrates specialized to these wetlands have become threatened and are therefore covered by and protected according to international law including the Habitats Directive, the Water Frame Directive and the Ground Water Directive.

It is widely acknowledged that the amount and quality of ground water influencing terrestrial wetlands is important for the conservation status of species and habitats. Changes in hydrology and in the chemical composition of the water may be caused from drainage and water pollution with leached nutrients and pesticides. While eutrophication with nutrients have been considered, less attention has been given to the effects of chemical pollutants such as pesticides. Nevertheless the ground water directive emphasizes that critical loads may be defined both for nutrients and for pesticides.

Several pathways may lead to the pollution of ground water dependent terrestrial ecosystems by herbicides. While the pesticides are used mainly in cultivated fields, they may be lost and transported via drainage pipes, by leaching to deeper ground water feeding the wetlands, by evaporation and precipitation or by leaching to streams with subsequent flooding of the terrestrial wetlands. Finally herbicides may also drift with the wind during application to the crop.

There are a number of tests and experiments that reveal the potential damages caused by herbicides to plants and animals in cultivated fields, hedgerows and field boundaries. There are also investigations of effects of pesticides on aquatic species in streams and lakes. To our knowledge this is the first investigation of the herbicide load and its potential effects on protected terrestrial wetlands. The objective of this project was to map the sources to herbicide pollution of terrestrial wetlands and examine the potential effects of this pollution on the vegetation.

Methods

We investigated 10 medium-sized brook valleys selected from a larger pool of wetland plots from the national monitoring program. The two major criteria for inclusion in this project was that the valleys should have a size and naturalness, where flooding was a potential scenario, and where alkaline fens were present in part of the area.

In each of the valleys we placed a locality, approximately 50 m long x 30 m wide taken from the stream bank. In each locality we outlined three sampling areas representing natural fen vegetation, intermediate meadow vegetation and eutrophic tall herb vegetation. In the sampling areas we installed wells for continuous logging of water level of upper ground water and soil water, rain water samplers, and matts for collection of sediment from flooding events. Finally we also installed wells in the lower part of the slope of the valley banks and we collected water samples from the local stream and from a single open drain in one of the localities. We observed no flooding events during the project, but samples of water from the different sources were

analyzed for content of a wide range of herbicides and their degraded derivatives, including 7 out of 10 of the most commonly sold herbicides in 2008.

In all sampling areas we mapped vegetation in 5 replicated plots of 0.5 x 0.5 m by recording the frequency of plant species in 9 sub plots. In three selected sampling areas, we conducted measurements of growth and photosynthetic activity of five selected vascular plant species.

Results and main conclusions

We found herbicide residues in ground water, precipitation and in the drainage pipe. Herbicides were only found infrequently in the upper ground water and generally in very low concentrations. In the soil water we found herbicides in 17 out of 96 samples, while the frequency was a little lower in the lower root zone (10 out of 105). There was limited seasonal variation in the occurrence of herbicide in ground water and soil water, but a clear tendency of repeated findings in the same sampling areas. The most frequent herbicides and residues were BAM, glyphosate and DNOC. The most probable source of DNOC is atmospheric processes involving other substances, rather than herbicides.

We found herbicides or derivatives of herbicides in all samples of precipitation collected during 6 periods from 8 valley areas (we lumped neighbouring stream valleys). We found 11 compounds in concentrations exceeding the legal limits for drinking water by up to a factor 10. We observed marked seasonal variation with highest concentrations observed in spring and late autumn and lowest concentration in mid-summer. Glyphosate and Bentazon were found repeatedly in water from a drainage pipe at Karup Å.

Our classification of types of stream valleys after the GOI-typology (ground water-surface water interaction) revealed a variation of flowing pathways and chemical composition of ground water, but we could not establish a relation between typology and herbicide load.

The multivariate analysis of vegetation revealed a large within-locality variation in conservation status from infertile and species-rich fens and transition mires over moderately fertile meadows to eutrophic tall herb vegetation. It was not possible to establish a clear relationship between the species composition or habitat conservation status and the herbicide load. Plant growth and photosynthesis rates could also not be linked to herbicide loads, but we found significant correlations between species, season and nutrient status. Measurements of N/P-ratios in the three localities indicate that the vegetation was limited by nitrogen availability.

When we calculate loads from concentration and flow, the loads from surface and ground water are less important. Herbicides are infrequent and when present the loads only reach up to 0.1-0.2 g/ha. The precipitation load is constant and slightly larger amounting to an annual load of 0.4-1.6 g/ha, the highest loads being observed under influence from wind drift of nearby application to a field. The most significant threat to the conservation status was observed in the case of the drainage pipe causing a load of approximately 11 g Glyphosate and Bentazone per ha.

In summary our research shows no indication of severe herbicide loads to wetlands from exfiltrating ground water. The chronic influx of herbicides with precipitation is small and probably not important, however we cannot entirely exclude some effects, e.g. hormonal growth stimulation and changed interspecific competition.

Herbicide loads from open drainage pipes is of a magnitude where damages to species and habitats of conservation value are likely to occur. Luckily this pathway is easy to distinguish and restrict through legislation.

Further perspectives

We find it relevant to investigate the possible impact of herbicides from open drain pipes on ground water dependent terrestrial ecosystems along streams and coasts. This research could be carried out as a combination of mapping of drain and habitats, screening of drain water for herbicide content and microcosm analyses of cocktail effects on fen vegetation assembly and succession.

We also find it relevant to investigate possible effects of the chronic cocktail of pesticides in the precipitation on communities of conservation interests and on epiphytes such as lichens that depend entirely on the quality and quantity of precipitation.

While it requires wide-ranging (possibly international) changes in pesticide amounts or methods of application to reduce the exposure through precipitation, it is relatively easy to stop the flooding of protected ground water dependent ecosystems with drainage water. Alternative ways of achieving denitrification include constructed wetlands.

1. Indledning

Baggrunden for dette projekt var blandt andet den daværende regerings nyeste initiativ inden for natur- og miljøbeskyttelse i Danmark 'Grøn Vækst', som indeholdt en langsigtet plan for mere og bedre natur i Danmark. Målet med Grøn Vækst var bl.a., at nedbringe udledningen af næringsstoffer og pesticider, og standse tilbagegangen i den biologiske mangfoldighed. Næringsstoffer og pesticider er væsentlige påvirkningsfaktorer for naturen i dag, hvor omkring 2/3 af Danmarks samlede areal anvendes som led i landbrugsproduktionen. Ydermere er forbruget af pesticider steget støt inden for de seneste 10 år, både målt som behandlingshyppighed og mængde, og ukrudtsmidler udgør langt den største andel, nemlig omkring 80 procent af mængden af aktivt stof (Bekæmpelsesmiddelstatistik 2010).

I de seneste år har der været særlig opmærksomhed på skadevirkninger af pesticider i naturen i landbrugslandet i fx læhegn, små skove og på skråninger (Bhatti et al 1995, Jobin et al 1997, Boutin & Jobin 1998, Donald et al. 1999, Boutin et al. 2000, Aude et al. 2003 og 2004, Hedemand & Strandberg 2009). Med vedtagelse af en række EU-direktiver er der også kommet bevågenhed på naturen i de våde naturtyper som kildevæld, moser og enge. Disse typer er omfattet af både Grundvands-, Vandramme- og Habitatdirektivet, hvor der samstemmende stilles krav om, at mængde og kvalitet af grundvandet skal være foreneligt med naturtypernes økologiske forudsætninger. Trods dette eksisterer der i dag kun begrænset viden om disse naturtyperes hydrologiske og vandkemiske forudsætninger (Ejrnæs et al. 2010). Ligeledes er der overraskende lidt viden om skadevirkning fra herbicider i disse naturtyper, og den eksisterende viden begrænser sig især til effekter på enkeltarter (fx Forsyth, Martin & Shaw 1997, Boutin et al. 2000, Bouldin et al. 2006). En litteraturgennemgang viser, at fokus i stedet har været rettet mod muligheden for at anvende vådområder (primært constructed/artificial wetlands) til at begrænse tabet af pesticider til søer og vandløb (fx Rodgers & Dunn 1992, Milam et al. 2004; Syversen & Beckmann 2004, Blankenberg et al. 2006, Gregoire et al. 2009).

Bestræbelserne på at udnytte de våde økosystemers evne til at standse pesticiderne, inden de når vandløb og søer, understreger behovet for at undersøge eventuelle skadevirkninger i de grundvandsafhængige økosystemer. I modsætning til de tørre terrestriske økosystemer, der primært oplever herbicideksponeringen i pulse, kan de grundvandsafhængige økosystemer potentielt være kronisk eksponerede gennem hovedparten af vækstsæsonen, hvis herbiciderne udvaskes til grundvandet og siver derfra videre ud i økosystemerne. Derudover vil disse økosystemer kunne eksponeres for herbicider ved afsætning fra overfladevand/deponeret sediment ved temporære oversvømmelser i efterår, vinter og det tidlige forår samt ved afsætning fra luft og nedbør i forbindelse med sprøjtning og fordampning til atmosfæren.

De våde terrestriske økosystemer byder på store metodiske udfordringer. På den ene side er de processer, der understøtter disse systemer, både tidsligt og rumligt komplekse, og samtidig opererer de ikke kun på lokal, men også på regional skala (Grootjans et al. 2006). Forskelle i grundvands- og overfladevandsinteraktion ift. tilgrænsende grundvandsmagasiner (tilstrømning af lokalt overfladenært grundvand og/eller dybere grundvand), samt eventuel tilstrømning af drænvand og i perioder overfladevand, vil resultere i store forskelle i koncentration og mængde af de forskellige herbicider, der når frem til økosystemerne. Eksponeringer for herbicider i de våde økosystemer må derfor forventes at kunne variere meget fra område til område. Derudover vil lokale hydrologiske og

biogeokemiske processer i den enkelte ådal bidrage til stor tidslig og rumlig variation i eksponeringsgrad.

Vi har i projektet særlig fokus på naturtypen rigkær. Denne naturtype repræsenterer en række terrestriske våde økosystemer som kildevæld, moser, fugtige klitlavninger, våde enge og hængesæk, som alle i varierende grad er grundvandsbetingede og dermed i risiko for herbicid-skadevirkninger. Rigkær findes i tilknytning til vældzoner, hvor grundvandet presses op i overfladen og strømmer gennem tørven, og hvor geokemiske processer modvirker forsuring og reducerer tilgængeligheden af næringsstoffer i rodzonen. Karakteristisk for rigkær er endvidere, at vandstanden kun udviser meget små fluktuationer over året. Rigkær beliggende i ådale kan desuden modtage overfladevand i forbindelse med oversvømmelser eller overløb fra marker og dræn.

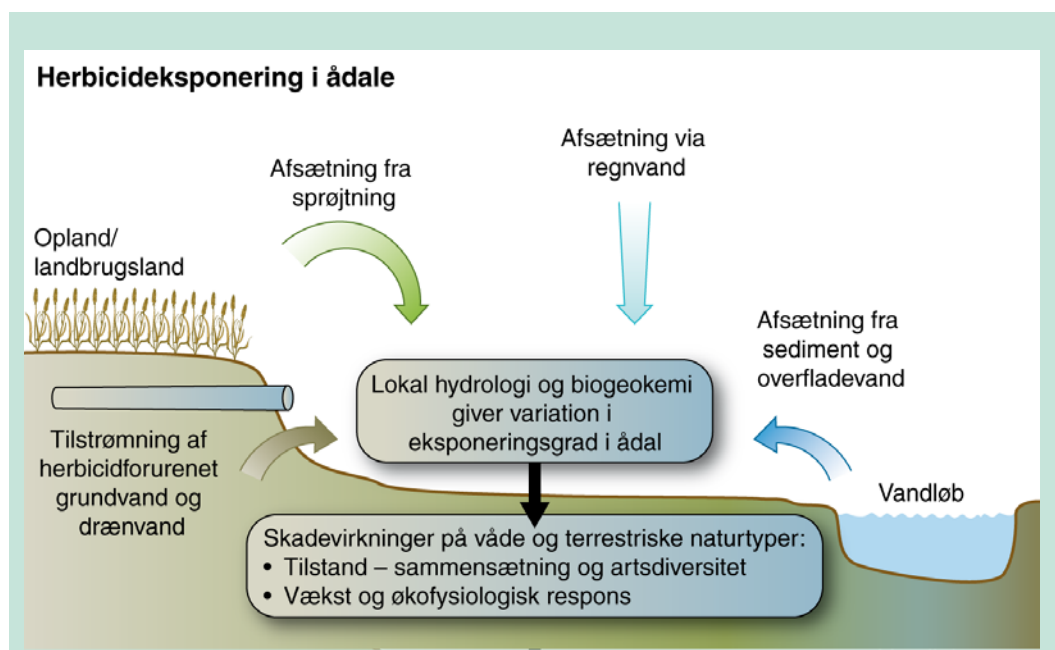
2. Baggrund og formål

2.1 Transportveje for herbicider til vådområder

Projektet bygger på eksisterende viden om forekomst, koncentrationer og skæbne af herbicider i forskellige typer af det hydrologiske kredsløb som omfatter nedbør, drænvand, øvre terrænnære grundvand, jordvand og vandløb indhentet gennem forskningsprojekter, samt det nationale overvågningsprogram NOVANA (Boutrup et al. 2006). Figur 2.1 illustrerer projektets overordnede metode. Projektet vil kvantificere herbicidbelastning via de forskellige transportveje fra opland og vandløb til de våde terrestriske økosystemer i ådale. Vi forventer, at herbiciderne primært vil transporteres via drænvand (Kronvang et al. 2003, 2004, Kjær et al. 2011), men at også det øvre terrænnære grundvand kan udgøre en væsentlig påvirkningsfaktor (Kjær et al. 2011). Eftersom der også er målt rester eller nedbrydningsprodukter i det dybe grundvand (Thorling et al. 2011), udelukker vi heller ikke en påvirkning herfra, da ådale er udstrømningsområder for dybere grundvand dannet under marker i grundvandsoplandet. Der kan også forekomme herbicider i vandløbsvand og sediment (Kronvang et al. 2003, McKnight et al. 2012), som kan afsættes ved oversvømmelser i ådalene, ligesom der i forbindelse med sprøjtning kan ske en afdrift med vinden til naturarealer, der grænser op til landbrugsjord (Andersen et al. 2006). Endelig forventes det, at der også ske en afsætning af herbicider i forbindelse med nedbør i sprøjtesæsonen (Adielson et al. 2009, Ellerman et al. 2011).

Der vil kunne være stor tidslig variation i herbicidindholdet i det terrænnære grundvand og drænvand afhængig af sprøjtesæson og sammenfald med nedbørshændelser (Kjær et al. 2011). Derfor vil vi undersøge herbicidindholdet i jordvand med større tidslig opløselighed end i det øvre grundvand. Desuden vil indholdet af pesticider i nedbør formentlig variere over året alt efter hvilke pesticider, der anvendes i landbruget. De indsamlede herbiciddata vil blive anvendt til analyse af indholdet af herbicider i de forskellige vandige medier og til et forsøg på at opgøre herbicidbelastning lokalt i ådalen, som funktion af variationen i hydrologi, bio-geokemi og arealanvendelse.

På trods af mange tidligere studier af utilsigtet forurening af luft, vand og jord med herbicider, findes der før dette projekt ikke et overblik over hverken størrelsen, den rumlige og tidslige variation, eller den relative betydning af de forskellige kilder til herbicidbelastningen i danske ådale.



FIGUR 2.1
KONCEPTUEL FIGUR OVER POTENTIELLE TRANSPORTVEJE FOR HERBICIDER I ÅDALE.

2.2 Eksponering og effekter på arter og levesteder af lave herbiciddoser

Pesticider kan forekomme utilsigtet i naturarealer, selvom disse ikke sprøjtes direkte. Det gælder både markens umiddelbare nabobiotoper som levende hegn, grøftekanter og markskel, og det gælder egentlige naturarealer, både til lands og til vands. Af samme grund har der været interesse for hvordan pesticiderne påvirker naturarealerne og deres bestande af vilde dyr og planter. Boutin et al. (2004) testede toxiciteten af 6 herbicider (Bromoxynil, Dicamba, Glyphosat, Metolachlor, Metsulfuron methyl, Pendimethalin) på 15 typiske karplanter fra kantbiotoper i Canada og Danmark. I undersøgelsen finder de meget stor variation i EC_{50} -værdier for de forskellige plantearter over for de 6 herbicider. De mest følsomme plantearter ud af de 15 testede har EC_{50} -værdier svarende til 0,07-2,25 % af anbefalet markdosis (se tabel 2.1).

TABEL 2.1. HØJESTE OG LAVESTE FØLSOMHED (EC_{50}) FOR 15 NON-TARGET KARPLANTER TESTET I MONOKULTUR I VÆKSTFORSØG. ANBEFALET MARKDOSIS ER VIST OG FORSKELLEN MELLEM FØLSOMHEDERNE ER ANGIVET SOM EN RATIO OG DEN HØJESTE FØLSOMHED ER ANGIVET I % AF ANBEFALET MARKDOSIS. EFTER BOUTIN ET AL. (2004).

Herbicide	Gram as/ha	EC_{50} min g/ha	EC_{50} max g/ha	Ratio max/min	Min dosis %
Bromoxynil	400	9	78	9	2.25
Dicamba	4440	3	31	10	0.07
Glyphosat	1440	14	65	5	0.97
Metolachlor	2500	2	4069	2035	0.08
Metsulfuron	4	0.024	1.63	68	0.6
Pendimethalin	2000	4	8966	2242	0.2

Forskerne fandt meget store individuelle forskelle mellem arternes følsomhed for de enkelte herbicider, således varierede EC_{50} for arterne med en faktor 5 (Glyphosat) og helt op til en faktor 2000 (Pendimethalin) (Tabel 2.1). Dette resultat bekræfter og uddyber et tidligere metastudium, som viser at forskelle i arternes sensitivitet ofte ligger omkring en faktor 20-30 og stiger med antallet af testede arter (Boutin & Rogers 2000). Ikke overraskende giver den meget varierende

sensitivitet også varierende resultater af de få studier som har undersøgt effekterne af lave herbiciddoser under naturlige forhold. Marrs et al. (1991) undersøgte effekten af pesticidafdrift (glyphosat, MCPA og mecoprop) på græslandsplanter på varierende alderstrin dyrket i monokultur i pletter og felter, at selvom der kunne påvises skader umiddelbart efter eksponering, så var der i en del tilfælde ingen vækstreduktion ved afslutningen af vækstperioden og nogle arters vækst blev endda stimuleret efter afdrift i en afstand af 2-4 meter fra sprøjtedysen. Herbicideksponeringen aftog hurtigt med afstand til sprøjtedysen og var på <5% af fuld dosis i en afstand af 1 m. Forskerne fandt størst effekt af herbicidafdriften på unge planter. Marrs & Frost (1997) fulgte op på dette studium ved at undersøge effekten af afdrift på plantesamfund gennem et mikrokosmosstudium, hvor 8-9 arter groede sammen i en konkurrencesituation. Forsøgsperioden var forlænget til tre vækstsæsoner og der blev målt på både slutvægt, blomstring og frøproduktion. Der blev fundet signifikante effekter ved 0, 1, 2, 4 meters afstand, men ganske få ved 8 m afstand. Flest effekter var negative, men der var også en del situationer, hvor afdriften påvirkede væksten af en planteart positivt. Det er værd at bemærke, at forskerne fandt en stigende kolonisering af planter udefra med stigende herbicidbelastning, hvilket bekræfter den økologiske forventning om at svækkelse af etablerede planter giver forøget mulighed for kolonisering af andre arter fra frø, og på den måde kan fremskynde ændringer i plantesamfundet. Lægger vi dertil den større følsomhed hos unge planter, kan herbicideksponering resultere i forstyrrelsestilpassede plantesamfund af effektivt spredte og kortlivede arter med hurtig frøsætning.

Marrs og co-workers fandt overraskende nok færre signifikante effekter på planternes reproduktion end på deres vækst, men dette modsiges dog af andre undersøgelser. Kjær et al. (2006a, 2006b) har demonstreret hvordan realistiske belastninger af metsulfuron større end 2,5 % af anbefalet markdosis har en signifikant hæmmende effekt på frugtsætningen hos engriflet hvidtjørn, en effekt som stadig er signifikant året efter belastningen. Riemens et al. (2009) sammenlignede også effekter på vækst med effekter på frøsætning, og fandt for de tre arter, som satte frø i eksperimentet, at frøsætningen var et mere følsomt effektmål (endpoint) end den vegetative vækst. Samme konklusion var resultatet af et studium af glufosinat ammonium, hvor frøsætningen var et mere følsomt effektmål end både kort- og langvarige vækstmålinger, med effekter startende ved 3-8 % af markdosis (Carpenter & Boutin 2010).

Det kan være problematisk at slutte fra væksthus og potteeksperimenter til effekter i naturen. Riemens et al. (2009) studerede effekten af det smalspektrede herbicid Tepraloxym på non-target planter i monokultur under felt- og væksthusbetingelser og i flerartssystemer og fandt, at planterne generelt var mere følsomme under de suboptimale væksthusbetingelser i felten end i væksthus, men at man godt kan anvende væksthusforsøg til at forudsige effekten under feltbetingelser. Et andet forsøg med glufosinat ammonium (Riemens et al. 2008) viste dog, at feltplanterne var mindst følsomme, hvilket peger på at feltbetingelserne både kan nedsætte virkningen af herbicidet og hæmme væksten af planterne. Til gengæld fandt forskerne, at man ikke kan slutte fra monokultur til naturlig vegetation, hvor mange arter vokser sammen.

De Jong et al. (2008) brugte tidligere empiriske studier af pesticiders effekt på planter, dyr og mikroorganismer til at modellere effekten af pesticidanvendelse på kantbiotoper og naturarealer i Holland under tre forskellige scenarier: 1) 1998, 2) 2005 og 3) 2010 med implementering af bedste anvendelige sprøjte-teknologi. Undersøgelsen inkluderede en model af spredning af pesticider fra markerne med såvel afdrift af dråber som fordampning og efterfølgende afsætning med nedbør. I modelstudiet viste forskerne, at implementering af usprøjtede bufferzoner på 1-4 meter i kombination med bedste kendte sprøjte-teknologi kan reducere effekten til et niveau, hvor kantbiotoper og naturarealer ikke påvirkes (målt som < 10 % væksthæmning). Det skal dog bemærkes at effektestimaterne som anvendes i modellen (EC₅₀ på 0,9-1,5 % af markdosis) baseres på kun 1-2 plantearter: Raps og enårig rapsgræs).

Når det gælder betydningen af herbicider for vegetationen og biodiversiteten i markens kantbiotoper og tilgrænsende naturarealer, er der divergerende forskningsresultater. Undersøgelser af hegn og markkanter i Danmark (Aude et al. 2003, 2004, Petersen et al. 2006) har demonstreret, at småbiotoperne langs økologisk dyrkede marker uden pesticider har signifikant flere plantearter end de har langs sammenlignelige konventionelt dyrkede marker, og effekten kan måles allerede 3-4 år efter omlægning fra konventionelt brug. Disse studier er vigtige, ikke mindst fordi andre tidligere studier har haft vanskeligt ved at vise en entydig effekt af herbicider på biodiversiteten (Marrs et al. 1989, Kleijn & Verbeek 2000). Et af problemerne ved at studere effekterne i naturen består i at skille effekter af eutrofiering fra effekter af herbicider samt at tage højde for konkurrenceeffekter, som fører til ændringer af artssammensætningen over tid. Denne udfordring var netop emnet for et dansk studium, som kombinerede de ovenfor nævnte feltstudier af hegn og markkanter med en eksperimentel multifaktoriel undersøgelse som gjorde muligt at adskille effekter af pesticider og kvælstof på terrestrisk tørbundsvegetation (Pedersen et al. 2004, Strandberg et al. 2012). Undersøgelsen bekræftede til dels resultaterne fra feltundersøgelserne, idet der både var signifikante effekter af kvælstof og glyfosat. På den anden side var der ingen markante effekt på diversitet og artssammensætning ved lave glyfosatdoser (1 % af markdosis) og glyfosat havde endda positiv effekt på plantediversiteten ved høje næringsstofniveauer, svarende til hvad man kunne forvente i hegn og markskel. Undersøgelsen inkluderede indirekte effekter på leddyrne og her optrådte signifikante effekter af herbicidbehandling ved 25 % af markdosis. Undersøgelsen viste også, at der er interaktion mellem mængden af næringsstoffer og herbicideffekterne, således at herbiciderne i et vist omfang kan modvirke konkurrenceeffekterne fra næringsstofferne ved at forhindre at enkeltarter overtager vegetationen i kraft af deres større vækstpotentiale. Dette forklarer den positive effekt af glyfosat ved høj næringsstatus. En af de organismegrupper som havde fordel af glyfosatbehandlingen var mosserne, som klarede konkurrencen bedst, hvor glyfosat medvirkede til at hæmme produktionen af plantebiomasse og førne. Forskerne observerede tidligt i eksperimentet, at C-strateger, planter med høj vækstrate, generelt var mere følsomme over for glyfosat end S-strateger, som har lav vækstrate. Eksempelvis var fåresvingel relativt tolerant over for glyfosat. Denne sammenhæng mellem strategi og følsomhed kunne dog ikke reproducere senere i eksperimentet, dog var fåresvingels lave sensitivitet stadigvæk gældende (Strandberg et al. 2012). Forskellene mellem feltundersøgelsen fra hegn og skel og den eksperimentelle mesokosmos-undersøgelse virker umiddelbart vanskelige at forklare, men kan eksempelvis skyldes at hegn og skel udsættes for flere forskellige herbicider, hvilket virker negativt på diversiteten sammenlignet med glyfosat alene, eller at der har været andre forskelle i driften eller artspuljen mellem økologiske og konventionelle bedrifter end herbicidpåvirkningen.

I et opdateret review af den eksisterende viden om risikovurdering af herbicider i relation til uønskede skadevirkninger på biodiversitet og økosystemfunktioner, konkluderer Boutin et al. (2012), at eksisterende tests rummer indbyggede svagheder fordi de kun udføres på et lille antal plantearter på et tidligt udviklingsstadium. Dette indebærer en risiko for at overse potentielt vigtige skadevirkninger på blomstring og frøsætning. Endelig konkluderer forfatterne, at det er vanskeligt at slutte fra væksthushorsøg i monokultur til naturlige plantesamfund og efterlyser mere viden om effekter af herbicider på diversitet og artssammensætning i plantesamfund og afledte effekter på de efterfølgende trofiske niveauer. Disse konklusioner støttes og udbygges af den nyeste store danske undersøgelse, som kombinerer metaanalyser med dosis-respons-test og eksperimenter med interspecifik konkurrence i mesokosmos-succession (Strandberg et al. 2012). Forskerne kan ikke påvise en konsistent forskel mellem afgrødeplanter og vilde planter, men viser at følsomheden afhænger af planteart og at unge planter er mere følsomme for væksttab end udviklede planter, og at reproduktive strukturer generelt er mere følsomme end vegetative strukturer. Endvidere bekræfter undersøgelsen, at der er store forskelle mellem enkeltarters følsomhed, og at følsomheden ikke umiddelbart kan forudsiges ud fra plantens livshistorie eller strategi. Endelig påviser forskerne såvel synergistiske som antagonistiske effekter af herbiciderne mecoprop, glyfosat og metsulfuron-methyl ved sekventiel sprøjtning.

Sammenfattende kan vi sige, at planter vækst og reproduktion kan påvirkes af lave herbiciddoser, typisk ned til 1-5 % af markdosis eller i særlige tilfælde endnu lavere, men at de langsigtede effekter af en eventuel lavdosis herbicidpåvirkning er dårligt kendt. Mens eksperimenter kunne tyde på mangeartede effekter, tyder parvist sammenlignende feltstudier på artstab ved påvirkning af markens nabobiotober. Ingen af de fundne studier kan bruges til at vurdere omfang og effekt af udvaskede herbicider til grundvandsafhængige terrestriske økosystemer som rigkær og kildevæld.

2.3 Formål og hypoteser

Projektet har til formål at belyse herbiciders skadevirkning på grundvandsbetingede terrestriske økosystemer. Disse økosystemer er særligt udsatte, fordi de kan eksponeres både via tilstrømmende grundvand og drænvand samt ved afsætning fra luft i sprøjtesæson og fra overfladevand/deponeret sediment i forbindelse med oversvømmelser.

Vores overordnede hypoteser er:

- 1) herbicider kan forekomme i niveauer, der kan forårsage skadeeffekter på våde terrestriske naturtyper ved at påvirke såvel strukturelle (artsantal og sammensætning) som funktionelle (fotosyntese og vækst) karakteristika. Skadevirkningerne stiger med herbicidkoncentrationen.
- 2) i områder med høj risiko for herbicideksponering sker der en samtidig stor tilførsel af næringsstoffer, hvilket kan forværre skadevirkningen af herbicider.
- 3) herbicider giver især skadevirkninger på langsomt voksende samt stedsegrønne arter, særligt mosser, dels fordi disse arters blade vil være eksponeret for herbicider i en større del af vækstsæsonen, dels fordi de har vanskeligere ved at erstatte beskadiget væv sammenlignet med hurtigt voksende konkurrenceplanter eller pionerplanter.
- 4) Herbicidkoncentrationerne er størst i våde terrestriske naturtyper, hvor der er direkte kontakt med drænvand og/eller kort afstand til arealer i omdrift, samt hvor det udstrømmende terrænnære grundvand er dannet i områder med en høj andel af intensivt dyrkede omdriftsarealer.

3. Metode

3.1 Lokalteter og prøvetagningsområder

Projektet omfatter 11 ådalsstrækninger beliggende langs syv middelstore uregulerede vandløb (Karup å, Villestrup å, Simested å, Sønderup å, Binderup å, Gudenå og Odderbæk Å) (figur 3.1). Ved udvælgelsen anvendtes to kriterier. For det første skulle ådalene have veludviklede forekomster af vegetationstypen rigkær, idet denne naturtype er grundvandsbetinget, og idet bevaringsstatus afhænger af mængden og kvaliteten af det tilstrømmende grundvand. For det andet skulle ådalene ligge langs middelstore uregulerede vandløb med mulighed for tidsvise oversvømmelser.



FIGUR 3.1
PLACERINGS AF DE 11 LOKALITETER FORDELT PÅ 7 ÅDALE.

Ådale med forekomst af rigkær blev identificeret ved hjælp af data fra det nationale overvågningsprogram NOVANA (NOVANA ferskvand og NOVANA natur). I NOVANA er der indsamlet vegetationsdata fra 13.000 prøvefelter i moser og enge fordelt i hele Danmark. Disse er efterfølgende klassificeret vha. en moseklassifikationsmodel (Nygaard, Ejrnæs & Baattrup-Pedersen 2009a) som klassificerer artslisterne til 18 forskellige eng- og mosetyper, herunder de typer, som er omfattet af habitatdirektivets bilag I, bl.a. rigkær (habitattype 7230). Endvidere har vi anvendt

Ellenbergs indikatorværdier (Ellenberg 1992, Ejrnæs et al. 2009, Andersen et al. in press) til at screene de indsamlede data for at finde ådalsstrækninger med velfungerende rigkærsvegetation uden tegn på væsentlig næringsstofforurening – i erkendelse af, at disse er så sjældne i dag, at en inklusion i projektet ville forudsætte en målrettet eftersøgning. Ellenbergs indikatorværdier (Ellenberg 1992) er en samlet liste over europæiske karplanter med angivelse af deres økologiske optimum i relation til gradienter i lys, jordfugtighed, varme, temperatur, pH, salinitet og næringsstoftilgængelighed. Ved at beregne gennemsnittet af arternes Ellenberg-tal for et prøvefelt, kan man få en indikation for vækstmiljøet i dette prøvefelt. I dette projekt bruger vi Ellenbergs indikatorværdier for jordfugtighed, pH og næringsstoftilgængelighed.

Hver lokalitet dækker en ådalsstrækning af ca. 50 meters længde, med en bredde på 30 meter fra vandløbets bred. Inden for hver af de 11 lokaliteter er der udvalgt 3 mindre delområder. Disse områder dækker en gradient i naturtilstand fra god, svarende til det velfungerende rigkær, over middel, svarende til en fugtig-våd eng, til dårlig, svarende til en urtebræmme med højstaudevegetation bestående af rørsump-arter eller høje urter som lådden dueurt eller stor nælde (Nygaard, Ejrnæs & Baattrup-Pedersen 2009a). Vi forventede ved anvendelse af dette nastede stratificerede design at kunne beskrive variationen i herbicideksponering i danske ådale, såvel mellem ådale (forskellig afstand til omdriftsarealer samt forskelle i arealanvendelse i nedsivningsområderne) som inden for ådalene (forskelle i mængde og type af tilstrømmende grundvand). For at få et dækkende billede af påvirkningen af ådalen indsamlede og analyserede vi også vand fra vandløbet og vand som strømmede ind i ådalen ved ådalsskrænterne. Eventuelle skadevirkninger af herbicider på vegetationen blev eftersøgt gennem kortlægning af vegetationens artssammensætning og diversitet (strukturelle karakteristika) samt ved at undersøge udvalgte arters fotosyntese og vækst (funktionelle karakteristika).

3.2 Kortlægning og klassifikation af ådale

3.2.1 Kortlægning af lokaliteter

I løbet af efteråret 2010 blev der i felten med Differential GPS foretaget en koordinatfastsættelse og højde (X,Y,Z) af alle etablerede prøvefelter samt piezometerrør ved de 11 udvalgte ådalsstrækninger. Det topografiske opland til hver enkelt strækning af vandløb/ådal er herefter blevet fastlagt vha. ArcGIS's modul Spatial Analyst (se bilag 2). Som input er brugt en interpoleret version af den nye Lidar højdemodel med en pixelstørrelse på 8 meter.

Indenfor hvert topografisk opland til de 11 ådalsstrækninger er der gennemført en beskrivelse af arealanvendelse og jordtyper ud fra markblokkarealet og jordbundskortlægningen i Danmark (1:25.000). Information om jordtyper, generel arealanvendelse og dyrkning (afgrøder) fra markblokkort er derefter klippet fra de 3 forskellige temaer (DJF jordartskort_1:50000; Kort 10DK_2008 og markblokkort_2008 med GLR register data) og opsummeret for hvert topografisk opland. Der er desuden lavet en analyse af afstande fra prøvefelter til nærmeste mark ved indlæggelse af afstandsradier på kort støttet af viden fra felt og luftfoto til registrering af afgrøder på marker

3.2.2 Klassifikation af ådale

Med henblik på at klassificere ådalene efter Grundvands- Overfladevands Typologien (GOI) blev 10 af de 11 ådale instrumenteret og interaktionen mellem overfladevand og grundvand beskrevet ved anvendelse af GOI metoden (Nilsson et al. 2003; Dahl et al. 2004, 2005, 2007). Ved en systematisk analyse af jordbundsforhold, geologi, topografi, hydrologi samt vandstandsvariationer i ådalen er vandets strømningsveje kortlagt fra regional skala til lokal skala. Klassificeringen sker på tre niveauer: 1) Landskabstype, 2) Ådalstype og 3) Strømningsvariant (Dahl et al. 2005). Dette har dannet baggrund for et estimat af hvorledes grundvandet strømmer til ådalen fordelt på fire afstrømningskomponenter på hver af de 10 ådalslokaliteter. De fire afstrømningskomponenter er 1) diffus tilstrømning gennem ådalsmagasinet; 2) overfladisk henover ådalsmagasinet med kort

opholdstid; 3) direkte tilstrømning gennem bunden af vandløbet uden kontakt til ådalsmagasineret; 4) afstrømningen i dræn og grøfter uden nogen væsentlig kontakte med ådalsmagasinet.

GOI typologiseringen sker i en trinvis analyse der indeholder følgende niveauer (Dahl et al 2004, 2005):

1. Landskabstype
2. Ådalstype
3. Strømningsvariant

Landskabsanalysen danner grundlaget for typologiseringen og indeholder en geologisk karakteristik af området omkring lokaliteten. Hydrologien i området i form af vandløb, grøfter og lignende kortlægges og de topografiske forhold karakteriseres. Ådalstypen bestemmes ud fra informationer om geologi, grundvandspotentialer, hydrologi og topografi. Der findes i alt 15 veldefinerede ådalstyper. Slutteligt karakteriseres tilstrømningen på den specifikke lokalitet som værende en kombination af de fire strømningskomponenter.

3.2.2.1 Datagrundlag for GIS analyser

Der benyttes en række forskellige digitale kort temaer til kortlægningen på de forskellige skalaer. Nedenfor er vist hvorledes analysegangen er struktureret med henblik på at finde størrelsen af tilstrømningen til den enkelte lokalitet. (Tabel 3.1)

TABEL 3.1
OVERSIGT OVER SKALAER, ANALYSEPARAMETRE OG DATAKILDER TIL GRUNDVANDS-
/OVERFLADEVANDSINTERAKTIONSKORTLÆGNING.

Analyseskala	Parametre	Datagrundlag
Landskabstype	Geologisk udgangsmateriale	Det digitale jordartskort
	Geologiske profiler	1:200.000
	Topografi	GEUS Jupiter database
	Vandløbsforløb	Nationale Digital højdemodel Nationalt Vandløbstema fra AIS
Ådalstype	Topografisk profil	Nationale Digital højdemodel
	Jordarter	Det digitale jordartskort
	Geologisk profil	1:25.000
	Grundvandspotentiale i området	GEUS Jupiter database
	Grundvandsmagasin - Transmissivitet	GEUS Jupiter database
	Lokal hydrologi	GEUS Jupiter database Nationalt Vandløbstema samt arealanvendelse fra AIS
Strømningsvariant	Vandstand i ådalssedimenter	Opsamling via egne dataloggere i opsatte piezometerrør
	Lokal hydraulisk ledningsevne	Måling i piezometerrør
	Dræningskort	Dræntema fra AIS
	Jordartskort	Det digitale jordartskort
	Geologisk profil	1:25.000
	Lokal hydrologi	GEUS Jupiter database Nationalt Vandløbstema samt arealanvendelse fra AIS

3.2.2.2 Instrumentering og grundvandskemisk prøvetagning

Med henblik på at klassificere ådalene efter Grundvands- Overfladevands Typologien (GOI) blev 10 af de 11 ådale instrumenteret således, at trykforhold i grundvandet i ådalen samt den kemiske

sammensætning i det øvre tilstrømmende grundvand kunne bestemmes. Indenfor hvert af de 3 delområder blev der nedsat piezometerrør til udtagning af vandprøver og måling af trykforhold. Piezometerrør blev etableret med filtersætning i overjord, til måling af overfladevandet (< 45 cm's dybde med en filterbredde på 10 cm) og i øvre grundvand (1,5-3,5 m med en filterbredde på 50 cm).

I udvalgte piezometerrør blev der udtaget vandprøver til grundvandskemisk analyse for udvalgte kationer og anioner. I hver ådal blev der udtaget prøver i delområderne således, at gradienten i naturkvalitet blev dækket af prøvetagningen. I ådale, hvor der var en markant ådalsskrænt, blev der yderligere opstillet et piezometerrør (filtersat i det øvre grundvand, dvs. dybere end 2 m under terræn). Placeringen af disse rør blev fastsat på baggrund af en identifikation af udstrømningszoner til ådalen. I disse skrænterør blev der også udtaget vandprøver til karakteristisk af grundvandskemien.

Vandprøver til geokemisk analyse blev udtaget den 28. oktober 2010. Inden udtagning af vandprøver blev rørene tømt for vand, så vandprøverne bestod af frisk tilstrømmet vand. Prøvetagningen blev gennemført ved brug af en lille elektrisk pumpe, der pumpede vand fra røret op i en glasflaske). Prøverne blev holdt nedkølet og transporteret til Eurofins. Prøverne blev analyseret for følgende parametre: pH, ledningsevne, total alkalinitet, Calcium (Ca), Magnesium (Mg), Kalium (K), Natrium (Na), Jern (Fe), Mangan (Mn), Chlorid (Cl), Fluorid (F), Sulfat (SO₄) og hydrogenkarbonat (HCO₃). På hver lokalitet blev der udtaget prøver i både terrænnære og dybe rør i områder med hhv. lav, middel og høj naturtilstand, samt i eventuelle rør i skrænten (tabel 3.2).

TABEL 3.2

OVERSIGT OVER ANTALLET AF PRØVER UDTAGET I DELOMRÅDERNE MED FORSKELLIGE NATURTILSTAND TIL KAREKTERISTIK AF GRUNDEVANDSKEMIEN PÅ DE FORSKELLIGE STRÆKNINGER.

Lokalitet	Antal prøver			
	Høj	Mellem	Lav	Skrænt
Villestrup 1	2	1	1	2
Villestrup 3	2	2	2	
Simested 1	2	1	2	1
Sønderup 1	2	1	2	1
Binderup 1	1	2	2	1
Karup 2	2		3	1
Karup 2B	2		2	1
Karup 3	2		3	1
Karup 4	3	2		Dræn
Gudenåen 1	2	2	2	

På baggrund af koncentrationsniveauerne er der foretaget en Principal Component Analysis (PCA) der grupperer rør sammen med samme geokemiske sammensætning. Dette blev gjort for de dybe rør, da det er det indkommende grundvand, der er fokus på i denne analyse. Udover PCA analysen blev middelkoncentrationer og spredning på prøverne bestemt med henblik på at identificere lokaliteter med speciel geokemisk sammensætning

3.2.2.3 Måling af trykniveauer i grundvandet og bestemmelse af udstrømningen

Vandspejlet i piezometerrør blev målt til nærmeste millimeter med en elektronisk vandstandsmåler der blev nedsænket i piezometerrøret ved hvert besøg på lokaliteten. I et af de dybe piezometerrør på hvert af de 30 delområder blev der installeret en tryktransducer med datalogger til højfrekvent

pejling (hvert 10. minut) af grundvandsstanden, med henblik på at kunne bestemme korttidsfluktuationer og sæsonvariationer i det øvre grundvand. Kontinuerte målinger fra de terrænnære rør blev hentet fra MONITECH projektets loggere. Denne målestrategi sikrede, at det var muligt at måle trykniveauet i to dybder i samme naturkvalitet indenfor samme geologiske enhed.

Ved at sammenholde målingerne fra det dybe og det terrænnære grundvand var det således muligt at kvantificere den potentielle udstrømning. Var trykket højeste i det dybe rør var der tale om overtryk i dybden og dermed en opadrettet grundvandsstrøm i området. I det tilfælde hvor trykket var højest i det terrænnære rør ville der være tale om en nedadrettet vandstrøm. Trykniveauet blev målt kontinuert i perioden august 2010 til maj 2011 (Tabel 3.3)

Grundvandsstrømmen mellem 2 punkter i jorden kan estimeres når blot nogle få parametre kendes. Darcys ligning angiver at grundvandsstrømmen per løbende meter er en funktion af potentialeforskellen i 2 niveauer i jorden, divideret med afstanden mellem punkterne ganget med jordens evne til at transportere vandet (den hydrauliske ledningsevne):

$$q = -K \, dP/dx$$

hvor q er vandføringen per meters magasinbredde (m^3/dag), $-K$ er den hydrauliske ledningsevne (m/dag) og dP/dx er forskellen i hydrauliske potentiale divideret med afstanden mellem målepunkterne (m/m).

Den hydrauliske ledningsevne blev bestemt ved hjælp af en såkaldt slugtest. Princippet er at piezometer røret tømmes for vand og så pejles vandstanden kontinuert efterhånden som piezometerrøret fyldes med vand igen. Metoden er gyldig for et frit magasin (Bouwer & Rice 1976).

TABEL 3.3
OVERSIGT OVER PIEZOMETERRØR OG MÅLEDYBDER VED DE 10 LOKALITETER MED KONTINUERT MÅLING AF GRUNDVANDSSTAND.

	Piezometerrør i terrænnært magasin		Piezometer i dybt magasin (tilgrænsende enhed)		Piezometerrør i skrænt (tilgrænsende enhed)
	Rørnummer	Måledybde (cm)	Rørnummer	Måledybde (cm)	
Binderup Å – 1	H2-25	25			S1-304
Simested Å – 1	H2-25	25	H2-135	135	S2-123
Villestrup – 1	H1-25	25	H1-141	141	S3-130
Villestrup – 3	H2-25	25	H2-150	150	S2-140
Sønderup – 1	H1-25	25	H1-150	150	
Karup – 2	H3-25	25	H3-169	169	
Karup – 2b	H2-25	25	H2-318	318	S1-140
Karup – 3	H2-25	25	H2-176	176	
Karup – 4	H1-25	25	H1-180	180	
Gudenåen – 1	H2-25	25	H-230	230	

I tabel 3.4 er vist resultaterne af målingerne af den hydrauliske ledningsevne på de forskellige ådalsstrækninger og i de forskellige piezometerrør.

TABEL 3.4

OVERSIGT OVER DE HYDRAULISKE LEDNINGSEVNER (ANGIVET I CM/DAG) MÅLT VED DE FORSKELLIGE PIEZOMETERRØR PÅ DE 10 ÅDALSSTRÆKNINGER.

Lokalitet	Kort rør (tørv)	Dybt rør (tørv/gytje/tilgrænsende enhed)	Skræntør (Tilgrænsende enhed)
Binderup Å – 1	33 (H2-25)	-	605 (S1-304)
Simested Å – 1	23 (H2-25)	8,1 (H2-135)	1,0 (S2-123)
Villestrup – 1	7,8 (H1-25)	71 (H1-141)	1,4 (S3-130)
Villestrup – 3	20 (H2-25)	4,4 (H2-150)	11 (L2-140)
Sønderup – 1	17 (H1-25)	2,6 (H1-150)	-
Karup – 2	9,4 (H3-25)	1,5 (H3-169)	-
Karup – 2b	191 (H2-25)	102 (H2-318)	10 (S1-140)
Karup – 3	4,2 (H2-25)	2,9 (H2-176)	-
Karup – 4	81 (H1-25)	507 (H1-180)	-
Gudenåen – 1	2,7 (H2-25)	73 (H2-230)	-

3.3 Instrumentering og prøvetagning af herbicider

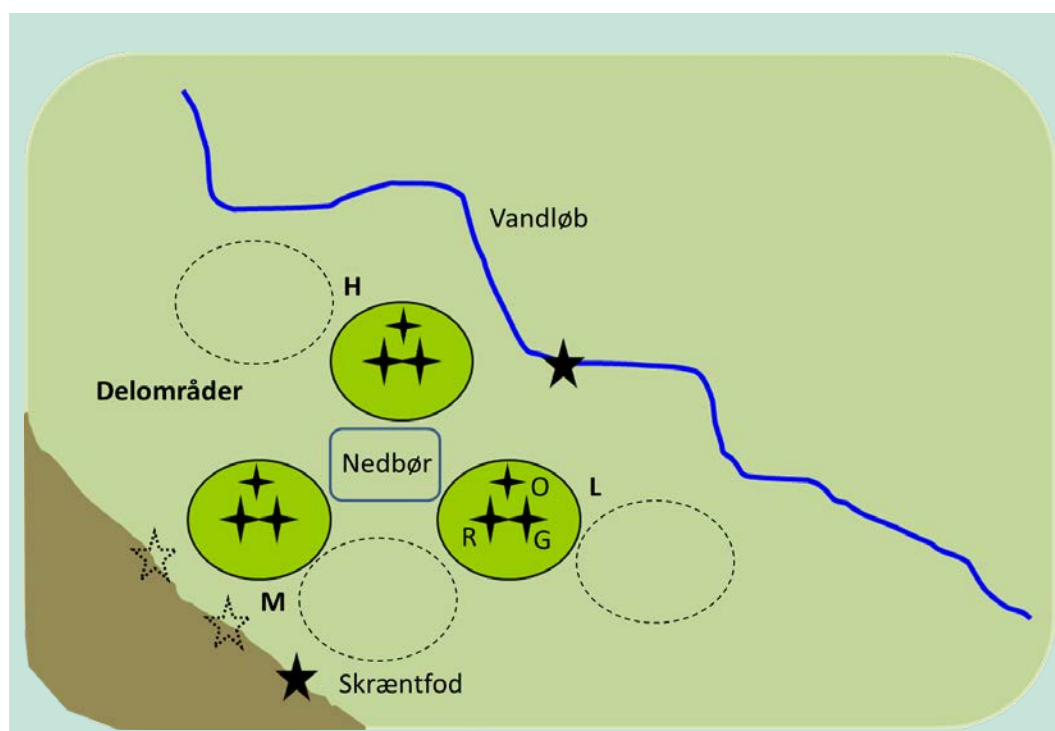
Der blev gennemført en instrumentering af de 11 ådalsstrækninger således, at herbicidbelastningen fra de forskellige transportveje kunne kvantificeres (jf figur 3.2). Det betyder, at der blev etableret opsamlingsbeholdere til regnvand af bulk typen med 2 L glasflasker som beholdere ved hver af de undersøgte ådalslokaliteter, dog med 2 opsamlere ved Villestrup å, da de to ådalsstrækninger her lå et godt stykke fra hinanden. I alt blev der opsat 8 prøvetagere til opsamling af nedbør. Desuden blev der udtaget en prøve af vandløbsvand i hvert af de vandløb, som strømmer forbi ådalsstrækningerne, samt opsat græsmåtter (astro turf) i transekter vinkelret på åen ved hver ådalsstrækning til at kvantificere afsætning af pesticider med deponeret sedimentation i forbindelse med oversvømmelser om vinteren. Der blev fundet et større markdræn, som overrisler et af undersøgelsesområderne med drænvand ved et af prøvefelterne ved Karup Å, 4 lokaliteten. Vandprøver fra dette dræn er også blevet analyseret for herbicider.

Derudover blev der etableret prøvetagningssteder i form af piezometerrør indenfor hvert af de 3 delområder ved hver ådalsstrækning. Piezometerrør blev etableret med filtersætning i overjord (< 45 cm's dybde med en filterbredde på 10 cm), i rodzonen (90-100 cm's dybde med en filterbredde på 10 cm) og i øvre grundvand (1,5-3,5 m med en filterbredde på 50 cm). I alle piezometerrør blev grundvandstanden pejlet ved hvert besøg. I et af de dybeste piezometerrør med 50 cm filtersætning blev der i hver af de 30 delområder installeret en tryktransducer med datalogger til kontinuerlig pejling af grundvandsstandens fluktuationer (10 minutters pejling).

I hvert piezometerrør blev der udtaget vandprøver til analyse af næringsstoffer og herbicider fra terrænnært grundvand, grundvand i rodzonevand og i det dybere grundvand (tabel 3.5). Antallet af de udtagne vandprøver, som efterfølgende er blevet analyseret for herbicider, er vist i tabel 3.5. Lokaliteterne med piezometerrør blev placeret i midten af hver af de undersøgte ådalsstrækninger. I ådalsskrænterne ned mod vandløbet blev der også etableret piezometerrør i øvre grundvand med

henblik på at måle en eventuel herbicidtilstrømning fra de tilstødende dyrkede arealer med grundvandet. Disse rør blev etableret ud fra en identifikation af udstrømningszoner til ådalen ud fra vegetationens sammensætning.

Vandspejlet i piezometerrør blev målt til nærmeste millimeter med en elektronisk vandstandsmåler der blev nedsænket i piezometerrøret. I ugen inden udtagning af vandprøver blev der i alle rør målt vandstand, temperatur, pH, ilt og ledningsevne med sensorer hvorefter alle rørene blev tømt for vand så der kunne strømme frisk vand til røret inden selve prøvetagningen. Prøvetagningen blev gennemført ved brug af en lille elektrisk pumpe, der pumpede vand fra røret op i en flaske af enten glas (herbicider) eller polyethelen (glyphosat). Alle herbicidanalyserne blev udført af Eurofins laboratoriet med en detektionsgrænse på 0,01 µg/L efter deres standard analysemetoder (Bilag 1). Alle næringsstofanalyser blev udført ved Institut for Bioscience, AU efter Dansk Standard analysemetoder for kvælstof- og fosforforbindelser.



FIGUR 3.2.

INSTRUMENTERINGEN PÅ EN LOKALITET. PRØVETAGNINGEN ER KONCENTRERET I DELOMRÅDERNE HVOR DER ER 1-2 DELOMRÅDER FOR HVER AF HØJ (H), MELLEM (M) OG LAV (L) NATURTILSTAND. I HVERT DELOMRÅDE INDSAMLES VAND VED TRE PIEZOMETERRØR TIL PRØVETAGNING I OVERJORD (O), RODZONEN (R) OG GRUNDVAND (G). STJERNERNE REPRÆSENTERER PRØVETAGNINGSTEDER. PLANTERNE ER REGISTRERET VED FREKVENSANALYSER I DELOMRÅDERNE OG VED SKRÆNTEN.

Derudover gennemførtes en prøvetagning til bestemmelse af næringsstoffer samt kulstof i jorden i delområderne. I hvert af de 30 delområder blev der udtaget jordprøver fra 7-30 cm dybde i hvert af de prøvefelter, der anvendes i vegetationskortlægningen. De øverste 5-7 cm af jordprøven fjernes, inden der udtages en jordkerne til 30 cm dybde. En jordprøve består af 3 stik med jordspyd til 30 cm udtaget med samme radius fra markeringspind i prøvefeltet. De tre delprøver blev puljet til én jordprøve pr. pind. Prøverne blev analyseret for volumenvægt, C, N, pH, oxalat-ekstraherbart Fe, Al, P, total-P, Fe_{BD} (i.e. reducerbart jern) og P_{BD} (i.e. fosfat der frigives til jordvæsken når jern reduceres).

TABEL 3.5

ANTAL VANDPRØVER TIL HERBICIDANALYSER, SOM ER UDTAGET I FORSKELLIGE MEDIER OG DYBDE NIVEAUER I ÅDALENE GENNEM 2011.

Type	Omfang	Antal	Periode
Terrænnært grundvand (< 50 cm under terræn)	I alt 11 ådalsstrækninger med 3 delområder i hver.	96	Prøvetagning er gennemført i april, maj og tidligt i september
Grundvand i rodzonen (90-100 cm under terræn)	I alt 11 ådalsstrækninger med 3 delområder i hver.	105	Prøvetagning er gennemført i april, maj og tidligt i september
Dybere grundvand	I alt 11 ådalsstrækninger med 3 delområder i hver.	38	Prøvetagning er gennemført i marts
Regnvand	I alt 8 ådalsstrækninger	58	Integreret ca. månedlig prøve i perioden marts-september og en enkelt i slut november til tidlig december
Overfladevand	I alt 8 vandløb	9	Åvand fra efteråret 2011
Sediment	I alt 11 ådalsstrækninger	0	Ved evt. oversvømmelse

3.4 Vegetationsundersøgelser

3.4.1 Frekvensanalyse

Vegetationen i undersøgelsesområderne blev kortlagt ud fra sammensætningen af planter, mosser, levermosser og tørvemosser ved brug af metoder, som er tilpasset de lokale forhold i ådalen og endvidere egner sig til efterfølgende sammenligning med data fra NOVANA. I hvert af de 30 undersøgelsesområder blev vegetationen kortlagt ved udlægning af 4-5 prøvefelter på hver 0,5 x 0,5 m placeret rundt om piezometerrøret. Rammerne størrelse er som i NOVANA's naturtypeovervågning. I hver ramme blev foretaget frekvensanalyse i 9 delfelter. I en frekvensanalyse registreres presence/absence af rodfæstede arter i 9 delfelter indenfor rammen og det foretrakkes som abundansmål i dette projekt frem for pinpoint, fordi det er uafhængig af planternes størrelse og dermed mere robust i forhold til inventeringstidspunkt, og derved også mere reproducerbart. Til hvert hydrologisk målested blev foretaget frekvensanalyse i fire prøvefelter for at dokumentere variationen i det biologiske potentiale givet de hydrologiske og vandkemiske forudsætninger samt belastningsniveauet med næringsstoffer og herbicider.

3.4.2 Statistiske analyser

Indsamlede plantelister blev klassificeret efter moseklassifikationsmodellen for at kunne relatere den undersøgte vegetation til habitatdirektivets naturtyper. Klassifikationen foregår ved passiv ordination efterfulgt af klassifikation (Ejrnæs et al. 2004, Venables & Ripley 1997). Den passive ordination placerer de indsamlede plantelister i et referencesystem sammen med mere end 13.000 prøvefelter fra danske moser og enge og klassifikationen tildeler listerne den mest sandsynlige naturtype (Nygaard et al. 2009b). På denne måde er det muligt at beskrive de indsamlede plantelister meget robust.

Vi har både anvendt de passive ordinationsscorer og klassifikationen i analysen af variationen i ådalenes vegetation og af eventuelle påvirkninger af vegetationen.

Vi beregnede tillige gennemsnitlige Ellenberg-værdier for de indsamlede plantelister ved for hver Ellenberg indikator type at beregne gennemsnittet af planternes Ellenberg-tal for hvert prøvefelt. På den måde kan man få en robust indikation på levevilkårene i prøvefeltet. Planternes Ellenbergtal for næringsstof og for pH er positivt korrelerede, hvilket afspejler, at planterne i evolutionens løb har tilpasset sig et miljø hvor basiske vådområder har været mere produktive end sure vådområder. Det har vist sig, at man kan opnå en mere effektiv indikator for eutrofieringsgraden ved at korrigere næringsstoffallet for pH-effekten. I praksis kan man opnå denne effekt ved at dividere Ellenberg N med Ellenberg R, hvilket giver den såkaldte næringsratio (Andersen et al. in press).

Et ofte anvendt mål for bevaringsstatus af beskyttede naturtyper er antallet af særligt sårbare arter. Vi har i denne undersøgelse brugt antallet af indikatorarter for rigkær og kildevæld (Ejrnæs et al. 2009) som tilstandsmål.

Vi har anvendt mixed-effects modeller med lokalitet som random effect til at teste for effekter af belastningen med herbicider på de forskellige biologiske tilstandsmål (Zuur et al. 2009). Statistiske analyser er gennemført i programmet R (R development Core Team 2008).

3.5 Vækst og fotosyntese

Vækst og fotosynteserater blev målt hos fem udvalgte karplante arter (*Carex rostrata*, *Cirsium palustre*, *Epilobium palustre*, *Equisetum fluviatile*, *Menyanthes trifoliata*.) på tre lokaliteter (KAR2B, SIM1, VIL3). Derudover blev vækst målt i mosvegetationen og fotosynteserater målt i *Glyceria maxima*. Det var ikke muligt at måle fotosynteserater af mosvegetationen som planlagt.

Vækst blev målt for de enkelte arter i tre replikate felter (0.5 x 0.5 m) udlagt indenfor 1 meters afstand fra hvert plot på tre lokaliteter. Der var fem replikate individer i hvert felt. Fotosynteserater blev målt på individer der var til stede lige udenfor felterne for ikke at foretage destruktive målinger i de permanente felter der blev brugt til vækstmålinger.

Alle arter var så vidt muligt inkluderet i alle måleperioderne (april, maj, juni og juli/august), men ikke alle arter var til stede i alle prøvefelter i de fire måleperioder. Tabel 3.6 giver en oversigt over anvendte vækstparametre og tabel 3.7 en oversigt over, i hvilke prøvefelter væksten er fulgt hos de enkelte arter.

TABEL 3.6

OVERSIGT OVER ANVENDTE VÆKSTPARAMETRE HOS FEM UDVALGTE KARPLANTER SAMT MOS SP. TALLENE I PARENTES EFTER BLOMSTRING ANGIVER KATEGORIER FRA LAV UDVIKLING (1) TIL FÆRDIGUDVIKLING (3). HOS ALLE ARTER BLEV TOTAL SKUDLÆNGDE BRUGT I DEN VIDERE ANALYSE AF VÆKST, UNDTAGET MOS HVOR PROCENTVIS DÆKNING BLEV BRUGT. 1) SKUDLÆNGDE MÅLT SOM TOTAL LÆNGDE AF HOVEDSKUD OG SIDESKUD. 2) ANGIVELSE AF OM PLANTEN BLOMSTRER ELLER EJ.

<i>Carex rostrata</i> (Car ros)	<i>Cirsium palustre</i> (Cir pal)	<i>Epilobium palustre</i> (Epi pal)	<i>Equisetum fluviatile</i> (Eqi flu)	<i>Menyanthes trifoliata</i> (Men tri)	Mos
Skudlængde i alt¹⁾	Skudlængde i alt	Skudlængde i alt	Skudlængde i alt	Skudlængde i alt	% dækning (klasser)
Antal blade	Hovedstængel, længde	Antal grene (side og hoved)	Antal skud	Antal blade	
Blomstring²⁾	Antal sidegrene	Hovedstængel, længde	Middel skudlængde	Blomstring (1-3)	
	Blomstring	Blomstring (1-3)			

Relativ vækstrate blev beregnet ved ændring i total skudlængde samlet for alle individer i et plot indenfor en art fra april til juni. I de tilfælde hvor arten ikke var til stede i enten april eller juni blev

beregningen baseret på ændring mellem over én måned. Relativ vækst rate (RGR) beregnes ved følgende ligning:

$$\text{RGR (d}^{-1}\text{)} = (\text{LN total skudlængde}_{\text{tid1}}) - (\text{LN total skudlængde}_{\text{tid0}}) / \text{antal dage}$$

Fotosynteseraten blev målt i en infrarød gasanalysator (model, LiCor). Princippet er, at et kendt areal af et friskt blad belyses i et lukket kammer, og CO₂ forbruget måles og omregnes til en fotosynteserate (μmol CO₂ m⁻² s⁻¹).

Der er blevet målt friskvægt og tørvægt, samt indhold af kulstof (C), kvælstof (N) og fosfor (P) i individer anvendt til vækst- og fotosyntesemålinger. For vækst blev der målt i hele den grønne del af alle de individer af de enkelte arter der var til stede i plots i august. For fotosyntese planterne blev der målt i de blade der blev brugt målt fotosynteserate på i august. C og N blev målt på en CN analyser (NA-2000, Fisons Instruments), og P blev målt på ICP efter destruktion. Individerne blev høstet umiddelbart efter de sidste målinger på lokaliteterne. I alt blev der målt friskvægt og tørvægt på 290 individer anvendt i vækstmålinger, mens der kun blev målt kulstof, kvælstof og fosfor på 91 individer pga. utilstrækkelige mængder af materiale for de øvrige individer(<1 g tørvægt).

TABEL 3.7

OVERSIGT OVER ARTER INKLUDERET I FOTOSYNTSE- (1) OG VÆKST- (2) MÅLINGER I PRØVEFELTER MED ANGIVELSE AF TIDSPERIODE, HVOR MÅLINGER ER GENNEMFØRT. GLY MAX ER GLYCERIA MAXIMA. SE DE ØVRIGE FORKORTELSER FOR ARTER I TABEL 3.6.

Karup Å	Apr				Maj				Jun				Aug			
Plots	H1	H2	M1	L1	H1	H2	M1	L1	H1	H2	M1	L1	H1	H2	M1	L1
<i>Gly max</i>	1		1	1	1	1		1	1	1		1	1		1	1
<i>Car ros</i>	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2		1/2	1/2	1/2		1/2	1/2	2
<i>Cir pal</i>	1				1	2				1/2				2		
<i>Epi pal</i>	2				2		2		1/2	1/2	1/2	2	1/2	2	2	2
<i>Men tri</i>		2		2		1/2	1/2	1/2		2	1/2	1/2		1/2	1/2	1/2
<i>Equ flu</i>		2	2	2	1	1/2	1/2	1/2	1	1/2	2	1/2		1/2	1/2	1/2
<i>Mos</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Simested Å	Apr				Maj				Jun				Aug			
Plots	H1	H2	M1	L1	H1	H2	M1	L1	H1	H2	M1	L1	H1	H2	M1	L1
<i>Gly max</i>		1		1	1	1		1	1					1		1
<i>Car ros</i>	1/2	1/2	1/2	1	1/2	1/2	1/2		1/2	1/2	1/2		1/2	1/2	1/2	
<i>Cir pal</i>	1/2	1/2	1/2	1	1/2	1/2	1/2		1/2	1/2	1/2	2	1/2	1/2	1/2	1/2
<i>Epi pal</i>		2				2	2		1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2
<i>Men tri</i>						1/2				1/2				1/2	2	
<i>Equ flu</i>			2	2	2	2	2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	2	2	2	2
<i>Mos</i>	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2

Villestrup Å	Apr					Maj					Jun					Aug				
Plots	H1	H2	M1	L1	L2	H1	H2	M1	L1	L2	H1	H2	M1	L1	L2	H1	H2	M1	L1	L2
<i>Gly max</i>		1					1					1					1			
<i>Car ros</i>	2	2				1/2		1	2		1/2	1		1		1/2	2		1	1/2
<i>Cir pal</i>	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	1/2	2	1/2
<i>Epi pal</i>	2	2	2	2	2	2	1/2	1/2	1/2	1/2	2	1/2	1/2	1/2	1/2	2		1/2	1/2	
<i>Men tri</i>	2					2					1					1/2				
<i>Equ flu</i>	2		2			2		1/2		1/2	2	1/2	1/2	1/2	1/2	2		2		2
<i>Mos</i>	2	2	2	2	2	2	2	2					2				2	2		2

4. Resultater

4.1 Karakteristik og typologisering af ådale

4.1.1 Karakteristik og oplandsanalyse af ådalsstrækningerne

Som det fremgår af tabel 4.1, er der stor variation mellem undersøgelsesområderne, dels i topografisk opland fra det mindste opland ved Karup å (KAR2b) til det største opland ved Gudenåen (GUD1). Samtidig er der også stor variation i andelen af markblok i oplandene fra 0 % ved KAR3 til 99,8 % ved BIN1. Dog er der ved KAR3 ved en nærmere granskning af det topografiske opland fundet at det forventeligt udstrækker sig længere bagud og dermed inddrager dyrkede marker (se bilag 2). Disse beskrivende data om områderne vil, sammen med information om det tilliggende grundvandsopland, blive anvendt som baggrundsinformation til de senere statistiske analyser af samspil mellem hydrologi, næringsstoffer, herbicider og vegetationsforhold.

TABEL 4.1

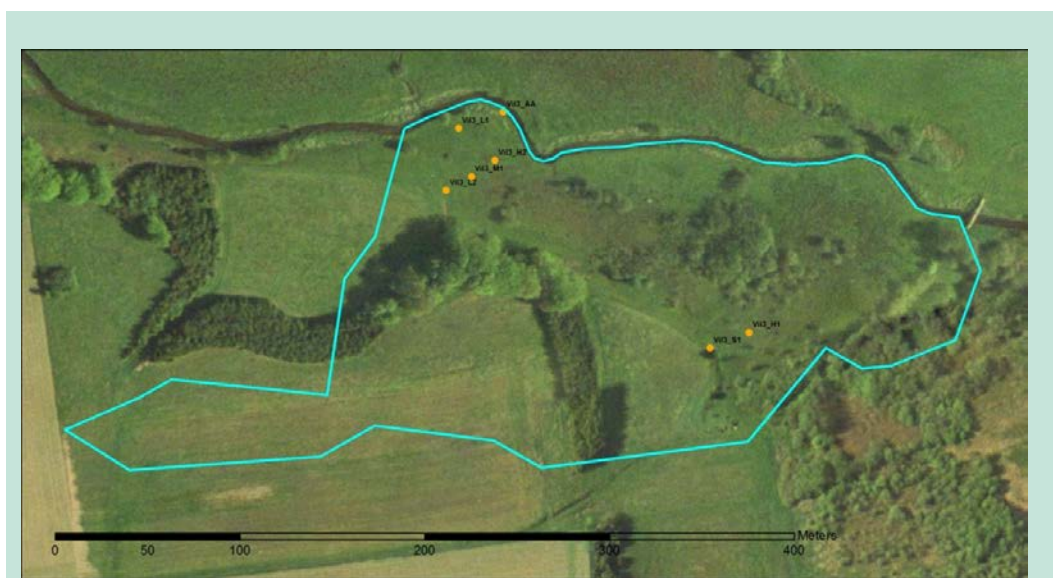
OVERSIGT OVER UNDERSØGELSESMÅRERNE MED TILHØRENDE TOPOGRAFISK OPLAND, JORDTYPER OG ANDEL MARKBLOKAREAL I OPLANDET. YDERLIGERE ANALYSER AF AFGRØDE FORHOLD I MARKBLOKKE ER IGANGSAT UD FRA OPLYSNINGER I DET GENERELLE LANDBRUGSREGISTER (GLR) MED HENBLIK PÅ BEREKNING AF FORVENTET ANVENDELSE AF BEKÆMPELSESMIDLER I OPLANDET.

Lokalitet	Topografisk opland (ha)	Markblok i (%)	Jordtyper i det topografiske opland
KAR4a	5,259	92,2	Grovsandet: 100 %
KAR3	1,049	0,0	Grovsandet: 42 % Humus jord: 58 %
KAR2a	1,356	88,3	Grovsandet: 66 % Humus jord: 34 %
SIM1	10,354	82,2	Finsandet: 93 % Humus jord: 7 %
VIL3	5,356	86,0	Finsandet: 44 % Humus jord: 56 %
VIL1	31,216	77,9	Grovsandet: 36 % Finsandet: 60 % Humus jord: 4 %
SOEN1	12,079	28,3	Finsandet: 83 % Humus jord: 17 %
GUD1	162,081	25,0	Grovsandet: 94 % Humus jord: 6 %
BIN1	6,348	99,8	Finsandet: 100 %
KAR2b	16,728	81,5	Grovsandet: 86 % Humus jord: 14 %
KAR4b	2,498	56,0	Grovsandet: 100 %

I figur 4.1, 4.2 og 4.3 er vist tre eksempler på udtegning af topografiske oplande samt udlægning af prøvefelter. På figurerne er oplandet vist på baggrund af et luftfoto der kan hjælpe med registrering af afgrøder på markerne.



FIGUR 4.1. LOKALITETEN VED BINDERUP MED ANGIVELSE AF TOPOGRAFISKE OPLAND OG INSTRUMENTEREDE FELTER (GULE).



FIGUR 4.2
LOKALITETEN VILLESTRUP 3 MED ANGIVELSE AF TOPOGRAFISK OPLAND OG INSTRUMENTEREDE FELTER.



FIGUR 4.3
LOKALITETEN KARUP 4 MED ANGIVELSE AF TOPOGRAFISK OPLAND OG INSTRUMENTEREDE FELTER.

4.1.2 GOI Typologisering

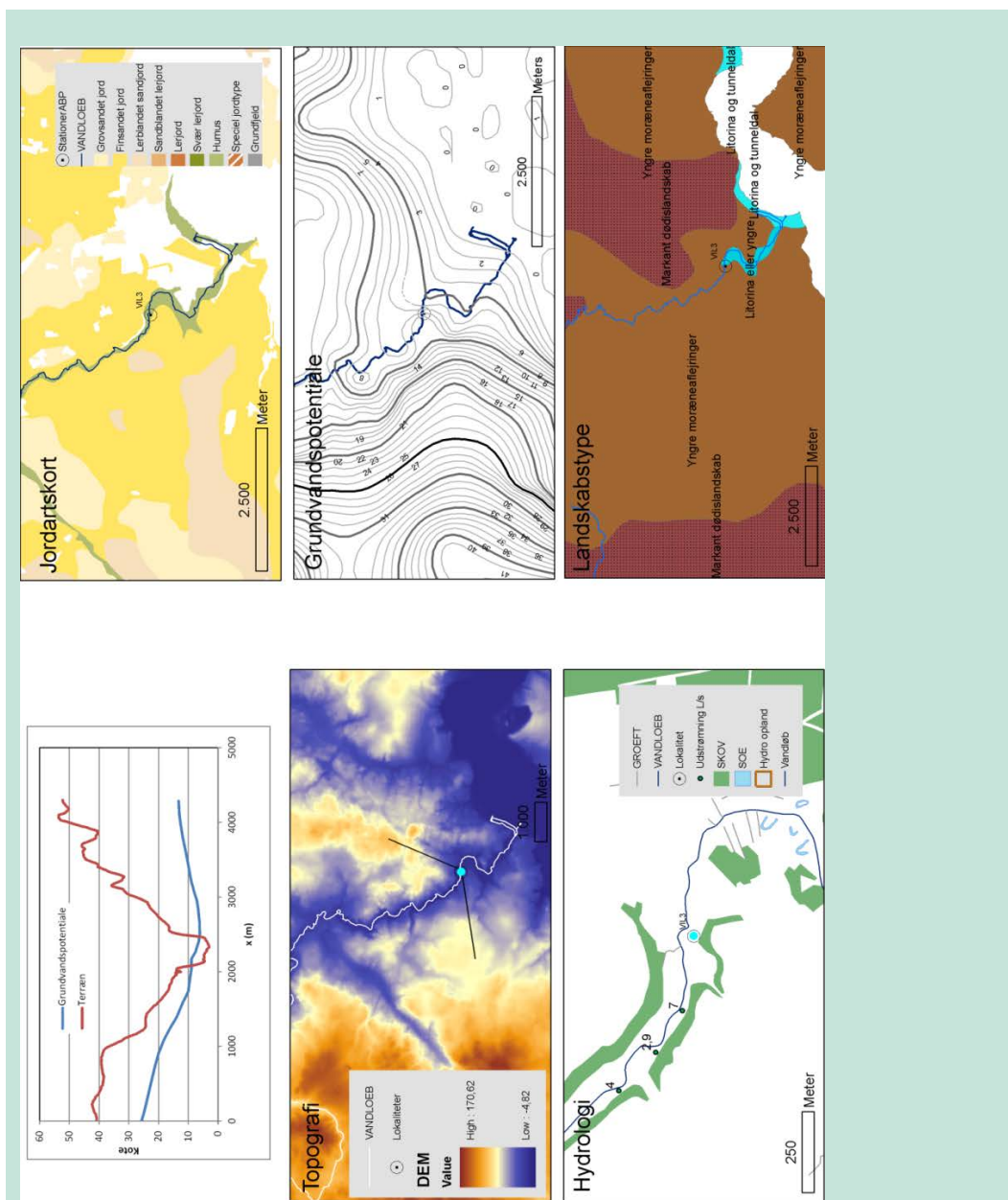
4.1.2.1 Villestrup Å – lokalitet 3 – et eksempel

Landskabstype

Villestrup Å ligger i et yngre morænelandskab, som indeholder store områder af dødislandskab. På vandløbets nedre del findes aflejringer fra Litorinahavet. Åen falder 1,3 promille i gennemsnit og har meget stejle partier på det øverste og mellemste forløb. Lokaliteten Vil1 er placeret ca. midt på vandløbet umiddelbart opstrøms tilløbet fra Lundgårds Bæk, mens Vil3 er placeret på vandløbets nedre del umiddelbart ved afgrænsningen af litorinaaflejringerne.

Ådalstype

Ved vil3 er bredden af ådalsedimenterne 200-300 m dog størst på østsiden af vandløbet, modsat lokaliteten. Nedsikringen af vandløbet er ca. 30 m. Også her er kalken tæt på overfladen og udgør det tilgrænsende grundvandsmagasin. Vandforsyningsboringen 49.448 ligger ca. 800 m vest for lokaliteten og indikerer en høj transmisivitet på $2,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$. Igen klassificeres området som ådalstype 4 med direkte kontakt til det regionale grundvandsmagasin. Da der ikke er noget overliggende lerlag kan nitratholdigt vand forventes at løbe til ådalsmagasinet.



FIGUR 4.4
GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASSIFICERING AF LOKALITETEN VILLESTRUP 3 VED VILLESTRUP Å.

Strømningskomponentfordeling

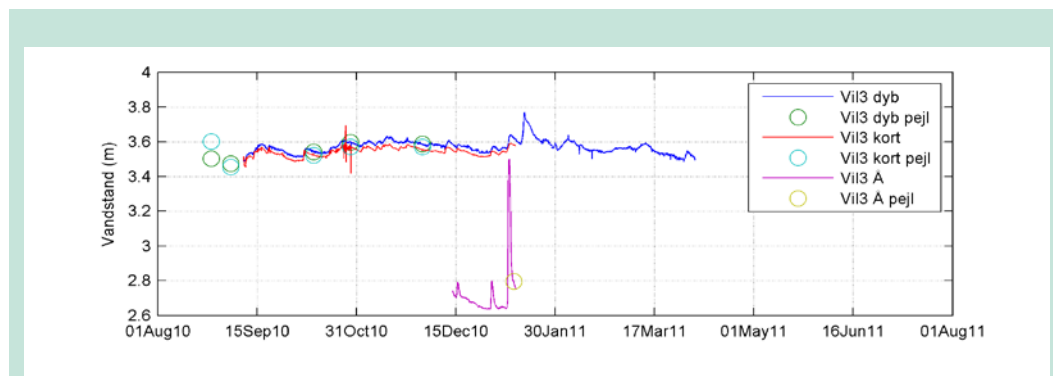
Lokaliteten Villestrup 3 ligger på den nedre del af Villestrup Å ved grænsen for udbredelsen af Littorina-aflejringerne, hvilket vurderes at have indflydelse på strømningsfordelingen på lokaliteten. Det er iøjnefaldende, at der indenfor 500 m opstrøms for lokaliteten langs dens vestlige bred findes 3 mindre kildevæld, som leverer sammenlagt 14 l/s (målt sept. 2010), Figur 4.4, mens der ingen tilløb er nedstrøms lokaliteten. Selve rigkærslokaliteten er ikke tydeligt påvirket af trykvand og vandstandsdata indikerer heller ikke et væsentligt overtryk mellem dyb og kort boring (figur 4.5). Tørven er forholdsvis lapermeabel ($K=20$ cm/d i H2-25) og lavere i dybden ($K=4,4$ cm/d i H2-150) og skræntørret L2-140 ser heller ikke ud til at have kontakt til et grundvandsmagasin ($K=11$ cm/d). Nedstrøms for lokaliteten er ådalen drænet, men drænene har umiddelbart ingen kontakt til grundvandet og deres funktion begrænser sig til at lede vand væk fra overfladen. Der har ikke været målbar vandbevægelse i september 2010. Tabel 4.2 viser den estimerede fordeling af grundvandets udstrømning på en 1 km strækning af ådalen. Denne er i dette

tilfælde noget forskellig fra rigkåret isoleret set. Kildeudspringene er her anført som Q2 da de har nogen kontakt med ådalssedimenterne. Vandet har dog ikke tilstrækkelig opholdstid til, at det har nogen betydning for fjernelse af kvælstof.

TABEL 4.2

ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN VIL3 VED VILLESTRUP Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	10 %	70 %	10 %	10 %



FIGUR 4.5

VANDSTAND VIL3. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H2-150) SAMT VANDLØBET PÅ LOKALITETEN VILLESTRUP 3 PÅ VILLESTRUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 3,59 (DVR-90).

4.1.2.2 Typologisering af ådalsstrækningerne i henhold til GOI

På baggrund af en analyse af de enkelte lokaliteter er der opstillet en fordeling af de 4 strømningsvarianter på hver lokalitet. Denne er vist i tabel 4.3. For lokaliteterne Karup 3 og Gudenåen var det ikke muligt at afgøre fordelingen af strømningskomponenterne på grund af særligt komplicerede hydrologiske og topografiske forhold.

TABEL 4.3

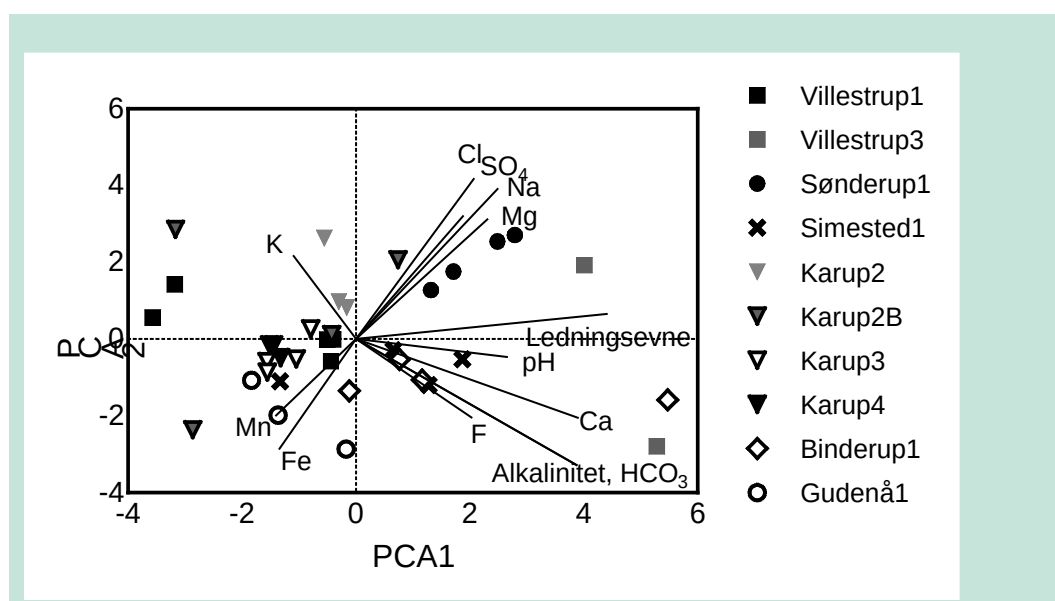
PROCENTFORDELING AF STRØMNINGSVARIANTERNE I HENHOLD TIL GOI METODEN PÅ DE ENKELTE LOKALITETER

Strømningsvariant				
	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Binderup Å – 1	60	20	20	0
Simested Å – 1	15	40	5	40
Villestrup – 1	20	0	80	0
Villestrup – 3	10	70	10	10
Sønderup – 1	20	10	20	50
Karup – 2	10	20	20	50
Karup – 2b	30	20	30	20
Karup – 3				
Karup – 4	20	30	50	0
Gudenåen – 1				

Strømningskomponenterne Q1 og Q2 vil sandsynligvis være særligt interessante i forhold til belastning med pesticider da disse går gennem eller ovenpå ådals sedimenterne. Derfor vil man umiddelbart kunne forvente at finde pesticider i område med en høj andel af komponenterne 1 og 2., dvs. Binderup, Simested, Villestrup 3, Karup 2b og Karup 4.

4.1.2.3 Geokemisk karakterisering af lokaliteterne

Den geokemiske karakteristisk af de dybe rør er vist i nedenstående PCA diagram (figur 4.6). PCA analysen viser en gruppering af lokaliteterne primært med hensyn til bi-karbonat (HCO_3), calcium (Ca) og pH på første-aksen. PCA 1aksen forklarer 36% og PCA 18 % af den samlede variation i datasættet. Resultatet viser, at geokemien i det øvre grundvand på enkelte lokaliteter primært styres af, om der er kalk i undergrunden. Der er en sekundær gradient på PCA-2aksen, hvor lokaliteterne i øverste højre kvadrant er karakteriseret af højt indhold af sulfat (SO_4) og natrium (Na) samt klorid (Cl). Dette indikerer, at der her er tale om lokaliteter der er beliggende på hævet havbund. De fleste lokaliteter har en lokalitetskarakteristisk sammensætning i grundvandet, så prøverne grupperer sig sammen, men enkelte lokaliteter ligger spredt i figuren (eksempelvis Karup 2B og Villestrup 3). De detaljerede koncentrationsniveauer er vist i bilag 3.

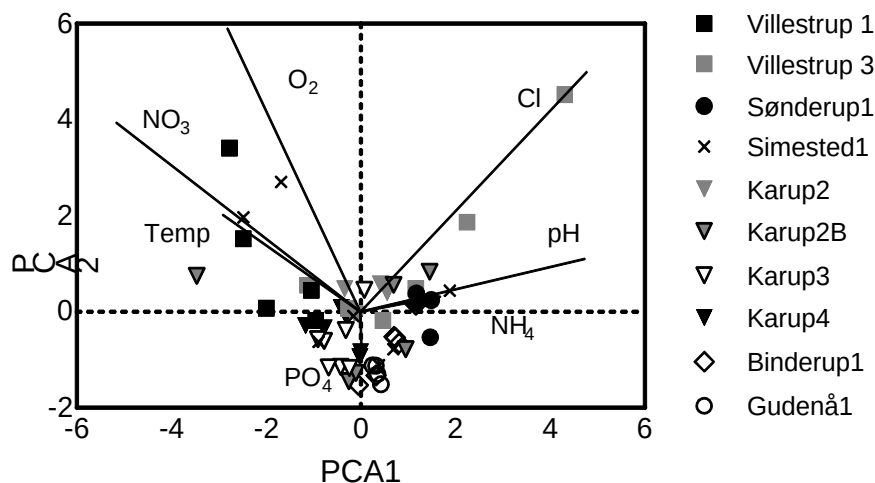


FIGUR 4.6

PCA ANALYSE AF GEOKEMISKE PARAMETRE MÅLT I DET DYBE GRUNDVAND PÅ LOKALITETERNE.

4.1.2.4 Karakterisering af næringsstofniveauer og grundvandskemi

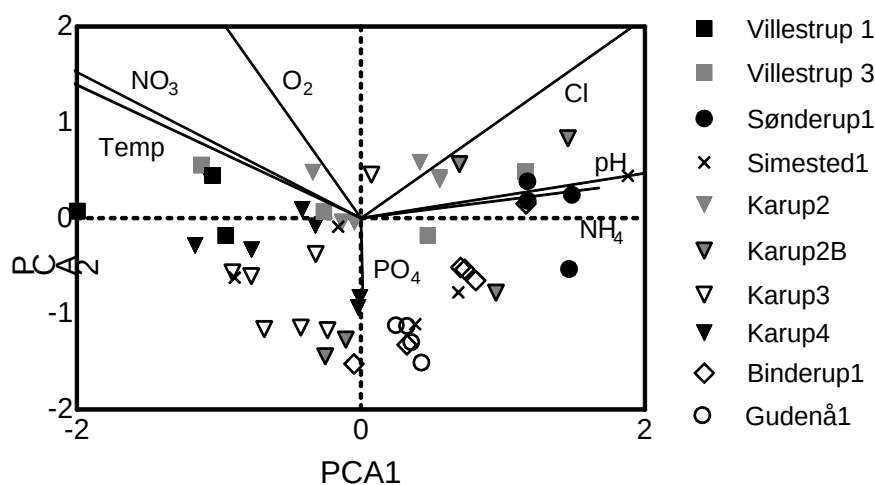
På baggrund af 7 målinger af 7 vandkemiske parametre (NH_4 , NO_3 , Cl, pH, PO_4 , O2 og temperatur) er grundvandskemi på lokaliteterne karakteriseret (figur 4.7). Dette er gjort ved en principal komponent analyse (PCA). Ved denne analyse grupperes lokaliteter der ligner hinanden med hensyn til kemisk sammensætning i vandet og betydningen af de forskellige kemiske komponenter kan aflæses som længden af vektorer i PCA plottet. På denne måde reduceres den kemiske variation på de forskellige lokaliteter til 2 dimensioner. Samtidig afsløres det hvilke parametre der er indbyrdes korrelerede. I nedenstående figur 4.7 er vist PCA plottet for lokaliteterne. I analysen indgår kun de dybeste piezometerrør, der ikke er påvirket af nedbør (dvs. de står i den mættede øvre grundvandszone). Som udgangspunkt er der brugt middelværdien af de 7 målinger for de vandkemiske parametre.



FIGUR 4.7

PCA PLOT AF VANDKEMIEN I DE DYBE PIEZOMETERRØR PÅ LOKALITETERNE, HVOR FILTERET ER SAT I DEN ØVRE MÆTTEDE GRUNDVANDSZONE.

Da variationen på lokaliteterne gør at en del punkter har høje værdier er et udsnit af plottet også vist i nedenstående figur 4.8 På denne måde skabes et bedre overblik over variationen i den centrale del af PCA plottet.



FIGUR 4.8

PCA PLOT AF VANDKEMIEN I DE DYBE PIEZOMETERRØR PÅ LOKALITETERNE, HVOR FILTERET ER SAT I DEN ØVRE MÆTTEDE GRUNDVANDSZONE (SAMME SOM I FIGUR 2 MEN ZOOMET IND PÅ CENTRUM).

Af figur 4.7 og 4.8 fremgår det at lokaliteterne grupperer sig på forskellig måde. I Villestrup er der i nogle grundvandsprøver en påvirkning fra klorid (Cl) i den hævede havbund. Langs PCA 1 fordeler lokaliteterne sig på baggrund af grundvandsprøverne langs en pH gradient, hvor de kalkrige områder i Himmerland grupperer sig væk fra de sandede hedesletter. Ydermere er der en stærk tendens til at områder med høj nitrat (NO₃) grupperer sig for sig selv med relativt høje værdier på PCA 2 akse. I disse områder vil vi der også kunne forventes relativt høje pesticid koncentrationer af de i dag på markerne anvendte pesticider. Ydermere grupperer lokaliteter med høj orthofosfat

(PO4) koncentration i grundvandet sig som forventet modsat lokaliteter med høje nitrat koncentrationer på PCA 2 akse.

4.2 Fund af herbicider

4.2.1 Herbicidfund i vandløbsvand og drænvand

Indholdet af herbicider i de vandløb, som løber langs ådalslokaliteterne er blevet målt mindst én gang i alle vandløb. Der er blevet konstateret fund af nedbrydningsproduktet BAM fra dichlobenil og chlorthiamid (forbudt i 1997 og hvor moderstofferne primært har været anvendt på udyrkede arealer), bentazon, glyphosat og MCPA, men i alle tilfælde i forholdsvis lave koncentrationer (tabel 4.4). Indholdet af herbicider i drænvandet ved Karup 4 lokaliteten er blevet målt 6 gange gennem 2011. Der er konstateret fund af bentazon i 5 ud af de 6 drænprøver og et fund af glyphosat, som falder sammen med en anvendelse af stoffet på den tilstødende mark.

4.2.2 Herbicidfund i dybere grundvand

Indholdet af herbicider i det dybere grundvand er blevet målt én gang i foråret (marts 2011) i et antal piezometerrør inden for hvert undersøgelsesområde. I de 35 udtagne grundvandsprøver er der konstateret et herbicid (bentazon) i én prøve fra Karup Å, 3 lokaliteten og nedbrydningsproduktet BAM i 2 prøver fra Simested Å lokaliteten (tabel 4.4). I alle tilfælde er koncentrationen af de fundne herbicider lave (tabel 4.4).

TABEL 4.4

ANDEL AF UDTAGNE VANDPRØVER MED FUND AF HERBICIDER ELLER NEDBRYDNINGSPRODUKTER (%) OG MAKSIMUM MÅLT KONCENTRATION (NG/L) AF HERBICIDER OG NEDBRYDNINGSPRODUKTER I FORSKELLIGE MEDIER OG DYBDER VED 11 ÅDALSLOKALITETER I PERIODEN FEBRUAR-DECEMBER 2011.

MEDLER OG DYBDEK VED 11 PARALLELSKÆRHETER I PERIODEN FEBRUAR-DECEMBER 2011.												
	Antal prøver	BAM	DNOC	Bentazon	Mechlorprop	Glyphosat	Desipropyl atrazin 2,4 D	Dimethoat	MCPA	Pendimetalin	Terbutylazin	
Vandløb	9	66% (66)	0	11% (17)	0	66% (30)	0	0	0	11% (17)	0	0
Dybere grundvand (150-250 cm)	35	5,7% (52)	0	2,8% (15)	0	0	0	0	0	0	0	0
Terrænært grundvand (25-100 cm)	199	4,5% (160)	2,5% (24)	1,0% (13)	0,5% (220)	3,0% (43)	0,5% (11)	0	0	0	0	0
Drænvand	7	0%	0	70% (22)	0	14% (110)	0	0	0	0	0	0
Regnvand	58	3% (410)	85% (940)	1,7% (13)	0	50% (960)	0%	9% (32)	3% (28)	40% (280)	38% (110)	38% (54)

4.2.3 Herbicidfund i terrænnært grundvand og rodzonen

Herbicidindholdet i terrænnært grundvand og i rodzonen (ca. 1 m) er blevet målt tre gange i løbet af forår og sommer (april, maj og september). I alt er der udtaget 199 vandprøver fra undersøgelsesområderne fordelt med de 94 prøver i terrænnært grundvand og 105 prøver i grundvand fra bunden af rodzonen.

Herbicer over detektionsgrænsen er hyppigst fundet ved Karup Å, 3 med i alt 7 positive fund og ved Simested Å med 7 fund (tabel 4.5). Flest fund er gjort i det terrænnære grundvand (< 30 cm fra terræn) hvor der er fundet herbicer i 17 ud af 96 udtagne vandprøver. I bunden af rodzonen er der fundet herbicer i 10 ud af 105 vandprøver. Der kan ikke konstateres nogen sæsonvariation i antallet af fund i det terrænnære grundvand, men en tendens til stigende antal fund fra forår til efterår i rodzonen (tabel 4.5). I mange tilfælde er fund også gjort i de samme boringer fra forår til efterår ved de enkelte lokaliteter. Der er hyppigst konstateret fund af nedbrydningsproduktet BAM (4,5%), glyphosat (3,0%) og DNOC (2,5%), mens andre herbicer typisk er fundet i en enkelt vandprøve, som nedbrydningsproduktet desipropylatrazin (moderstoffet atrazin udfaset i 1994) og mechlorprop, som blev udfaset i 1997 (tabel 4.5).

I tabel 4.5 er vist resultaterne af de enkelte prøvetagningstidspunkter gennem perioden april til september for overfladenært vand (jordvand) og bunden af rodzonen.

TABEL 4.5
OVERSIGT OVER HERBICIDFUND OVER DETEKTIONSGRÆNSEN I TERRÆNNÆRTGRUNDVAND OG I BUNDEN AF RODZONEN VED DE TRE PRØVETAGNINGSTIDSPUNKTER I FORÅR OG TIDLIGT EFTERÅR 2011. I PARENTES ER ANGIVET ANTALLET AF UDTAGNE VANDPRØVER.

Lokalitet	Terrænnærtgrundvand (< 45 cm)			Grundvand i rodzonen (90-100 cm)		
	April	Maj	September	April	Maj	September
Binderup	1(1)	0 (3)	0 (2)	1 (3)	1 (3)	1 (3)
Simested Å	1 (3)	1 (3)	2 (4)	1 (3)	1 (3)	1 (3)
Sønderup Å	0 (3)	0 (3)	1 (2)	0 (3)	0 (3)	0 (3)
Villestrup Å, 1	0 (1)	0 (1)	0 (2)	0 (2)	0 (2)	2 (2)
Villestrup Å, 3	0 (3)	1 (3)	1 (3)	0 (3)	0 (3)	0 (3)
Karup Å, 2	0 (3)	0 (3)	0 (3)	0 (3)	0 (3)	0 (3)
Karup Å, 2B	1 (5)	0 (5)	0 (5)	0 (4)	0 (4)	0 (4)
Karup Å, 3	1 (3)	3 (3)	1 (3)	0 (4)	1 (4)	1 (4)
Karup Å, 4	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)	0 (1)
Gudenåen	1 (4)	0 (4)	0 (4)	0 (4)	0 (4)	0 (4)
Odderbæk	1 (4)	1 (4)	0 (3)	0 (5)	0 (5)	0 (5)
I alt	6 (31)	6 (33)	5 (32)	2 (35)	3 (35)	5 (35)

Der er fundet herbicider i 18% af de udtagne terrænnære grundvandsprøver, i 9% af rodzone prøverne og i 10% af prøverne fra dybere grundvand. Karup 3 lokaliteten (55%, 17% og 25%) og Simested lokaliteten (40%, 33% og 40%) har langt de fleste positive fund af herbicider i de tre grundvandstyper. Ved tre lokaliteter Villestrup 1, Karup 2 og Karup 4 er der ikke fundet herbicider og nedbrydningsprodukter i de tre grundvandstyper. I de fleste andre tilfælde er der kun tale om et enkelt fund. Der er ikke konstateret statistiske signifikante regressions sammenhænge mellem fundhyppighederne af herbicider i denne undersøgelse og afstand til nærmeste mark i omdrift eller omfanget af dyrkning (%) indenfor de kortlagte topografiske oplande.

4.2.4 Herbicidfund i regnvand

Regnvand er blevet opsamlet i bulk beholdere ved de undersøgte lokaliteter over i alt 6 måleperioder af en varighed på ca. en måned gennem 2011. Der er i alt blevet udtaget 58 regnvandsprøver. Ved alle indsamlinger er der blevet konstateret fund af herbicider i regnvandet (tabel 4.6).

Der er fundet i alt 11 herbicider eller herbicidrester ud af de i alt 25 undersøgte herbicider og nedbrydningsprodukter i regnvandet (tabel 4.6). Herbiciderne blev i flere tilfælde fundet i koncentrationer, der er forholdsvis høje; op til en faktor 10 højere end grænseværdier for drikkevand. Målingerne i regnvandet viser, at der er en variation i herbicidpåvirkningen af lokaliteterne hen over året (tabel 4.6).

Således findes de største mængder herbicider i forårsmånederne, hvilket formentlig skyldes sprøjtning, hvorefter niveauet falder i sommermånederne til et niveau, der kan afspejle en baggrundsbelastning. Herbicidindholdet stiger igen i det sene efterår og først på vinteren i 2011 efter efterårets sprøjtesæson, bedømt ud fra en opsamling af regnvand i en periode på ca. 14 dage i november-december 2011 (tabel 4.6).

TABEL 4.6

FOREKOMST OG MAKSIMUM MÅLT KONCENTRATION (NG/L) AF PESTICIDER FUNDET I REGNVAND VED 7-11 LOKALITETER I PERIODEN MARTS-DECEMBER 2011

	2,4-dichlorophenol	2,6-dichlorophenol	4-chlor-2-methylphenol	Glyphosat	Atrazin	Bentazon	Cyanin	2,4-D	Deserthylatrazin	Desispropylatrazin	Dichlobenil	Bam	Dichlorprp	Dimehoat	Dinoseb	DNOC	Hexazinon	Hydroxyatrazin	Isoproturon	MCPA	Mechlorprop	Metamitron	Pendimethalin	Simazin	Terbutylazin
22. marts-27. april	0	0	0	7/8 78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8/8 940	0	0	0	0	0	0	5/8 14	0	0
27. april-24. maj	0	0	0	8/8 74	0	1/7 13	0	3/8 32	0	0	0	1/8 410	0	0	1/8 23	8/8 190	0	0	0	8/8 280	0	0	5/8 17	0	8/8 39
24. maj-20. juni	0	0	0	2/8 960	0	0	0	1/8 11	0	0	0	0	0	1/8 28	0	8/8 94	0	0	0	7/8 64	0	0	0	0	7/8 54
20. juni-10. august	0	0	1/8 130	4/8 140	0	0	0	0	0	0	0	1/8 17	0	0	0	3/8 34	0	0	0	1/8 27	0	0	0	0	0
10. august-6. september	0	0	0	3/7 26	0	1/7 22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4/7 26	0	0	0	0	0	0	1/7 21	0	0
21. november-7. december	0	0	0	5/11 29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11/11 200	0	0	0	0	0	0	11/11 110	0	0

4.2.5 Potentiel giftighed af pesticider i regnvand

Da der i regnvandet er fundet en del herbicider på alle undersøgelseslokaliteter er der gennemført en analyse af den potentielle giftighed af enkelte herbicider og af den samlede potentielle herbicidpåvirkning ved beregning af et giftigheds-indeks (Toxic Unit: TU).

$$TU (Lemna) = \log(C_i/EC50_i)$$

Hvor TU(Lemna) er toxic unit for pesticid (i), C_i er den målte koncentration af pesticid (i) og $EC50_i$ er en 7 døgns $EC50$ værdi for Lemna eksponeret for pesticid (i).

Sum TU værdien er beregnet ud fra en antagelse om, at alle pesticider virker additivt ved flere i samme nedbørsprøve.

Toxic Unit værdier er beregnet ud fra $EC50$ værdier for biomasse af makrofyter (to arter af andemad: *Lemna gibba* og *Lemna minor*) typisk efter 7 døgns eksponering for herbicidet (tabel 4.7). I tilfældet med DNOC er der dog anvendt en $EC50$ værdi for en ukendt mikroalge (tabel 4.7).

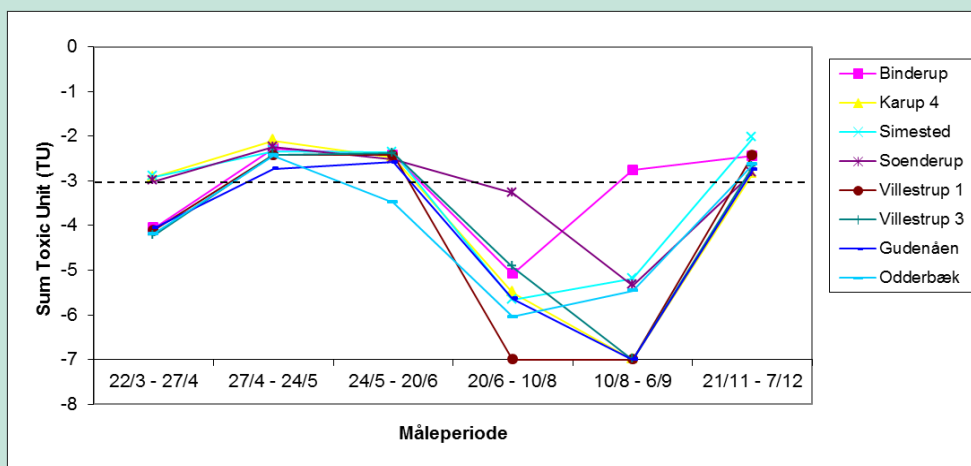
TABEL 4.7

$EC50$ VÆRDIER FOR BIOMASSE AF MAKROFYTER TYPISK EFTER 7 DØGNS VÆKSTFORSØG MED EKSPONERING FOR HERBICIDET. * MARKERER DOG 48 TIMERS EKSPONERING. DATA OM $EC50$ VÆRDIER HENTET FRA TO DATABASER (US EPA DATABASE: [HTTP://CFPUB.EPA.GOV/ECOTOX/](http://cfpub.epa.gov/ecotox/) OG IUPAC: [HTTP://AGROCHEMICALS.IUPAC.ORG/](http://agrochemicals.iupac.org/)).

Pesticid	Makrofyt	$EC50$ (mg/L)
Glyphosat	Lemna gibba	12
Bentazone	Lemna minor	2,56
2,4-D	Lemna gibba	0,58
DNOC	-	6 ¹
BAM (2,6-dichlorobenzamid)	Lemna gibba	> 80
Dimethoat	Lemna minor	32
Dinoseb	Lemna minor	24*
MCPA	Lemna gibba	0,051
Pendimethalin	Lemna gibba	0,012
Terbuthylazine	Lemna gibba	0,013

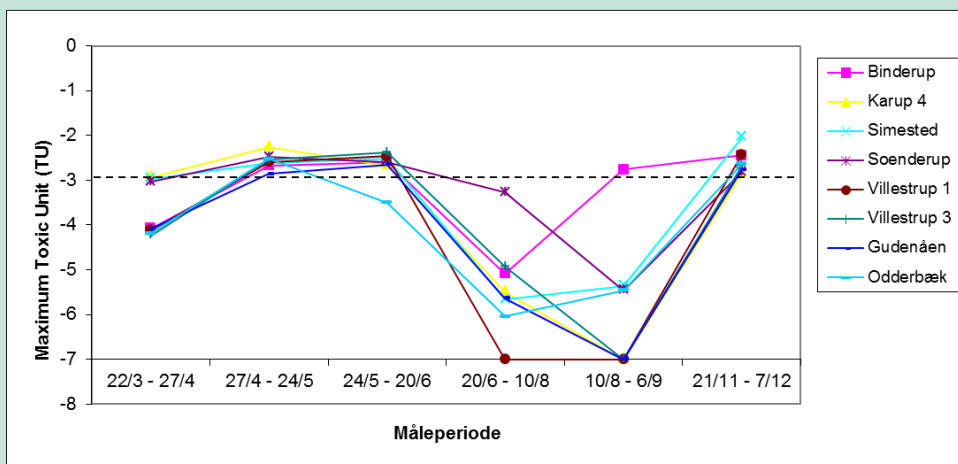
¹ $EC50$ værdi for ukendt mikroalge.

De beregnede sum TU værdier for regnvandsprøverne opsamlet ved de 8 lokaliteter er vist i figur 4.9. Der ses en tydelig variation hen over året med størst sum TU i foråret og sent på efteråret. I 2 af måleperioderne er de konstaterede sum TU værdier formentlig høje nok ($> 10^{-3}$) til, at der måske kan forventes effekter af herbiciderne i regnvandet på følsomme plantearter.



FIGUR 4.9
BEREGNET SUM TOXIC UNIT (TU) FOR VIRKNINGEN AF DE FUNDNE HERBICIDER I REGNVAND I 6 FORSKELLIGE MÅLEPERIODER I 2011. DEN STIPLEDE LINJE ANGIVER EN GRÆNSE, HVOROVER DER ER RISIKO FOR AT FINDE EFFEKTER PÅ BIOMASSE.

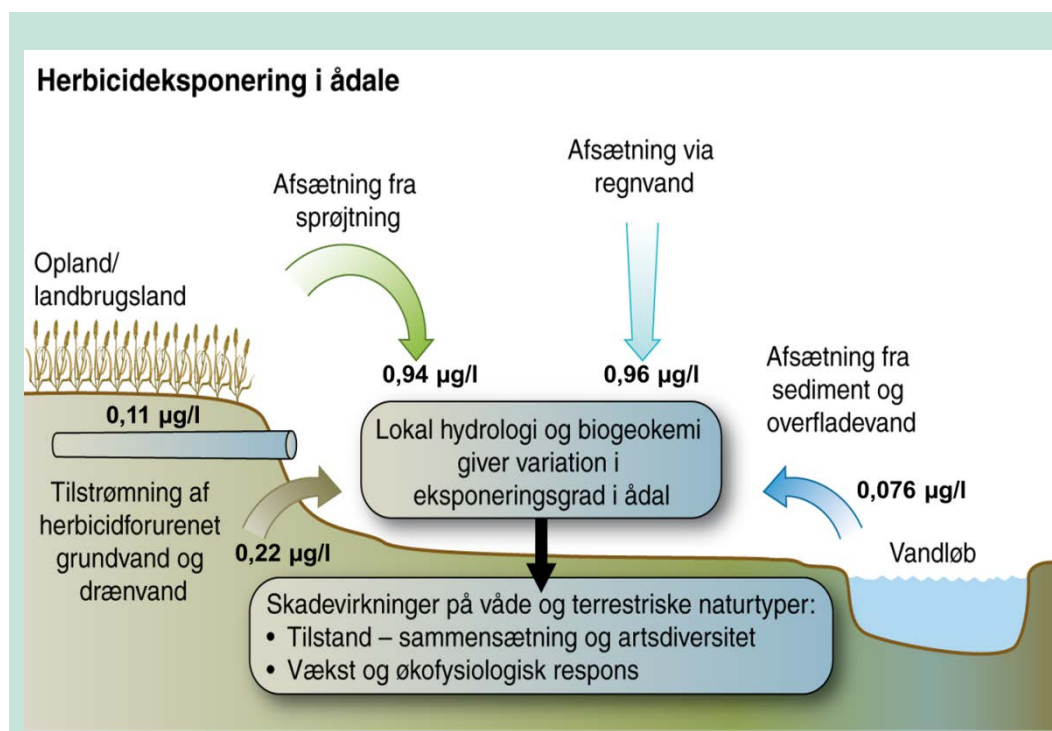
De maksimale TU værdier for enkeltstoffer er vist i figur 4.10. Figuren er næsten identisk med 4.9, hvilket viser, at det typisk er et enkelt stof som er ansvarlig for belastningen til et givet tidspunkt. Pesticidet, som bidrager til den maksimale TU værdi, er i det tidlige forår DNOC (som kan dannes fotokemisk i atmosfæren), fulgt af MCPA i maj, terbuthylazin i juni, glyphosat i sommeren (juni-august) og pendimethalin i efteråret.



FIGUR 4.10
BEREGNET MAKSIMAL TOXIC UNIT (TU) FOR VIRKNINGEN AF ET AF DE FUNDNE HERBICIDER I REGNVAND I 6 FORSKELLIGE MÅLEPERIODER I 2011. DEN STIPLEDE LINJE ANGIVER EN GRÆNSE, HVOROVER DER ER RISIKO FOR AT FINDE EFFEKTER PÅ BIOMASSE.

4.3 Herbicideksponering

Den højeste koncentration af herbicider som er målt i de forskellige mulige transportveje ved alle de undersøgte ådalsstrækninger er vist i figur 4.11. Vi har desuden lavet beregninger over den skønnede belastning fra de forskellige transportveje til ådale, som de er vist i figuren.



FIGUR 4.11

DEN HØJESTE MÅLTE KONCENTRATION AF HERBICIDER SOM ER MÅLT I DE FORSKELLIGE MEDIER OG TRANSPORTVEJE VED ALLE DE 11 LOKALITETER I UNDERSØGELSE.

I enkelte piezometerrør filtersat i det øvre grundvand er der fundet herbicider gentagne gange ved prøvetagningerne. Vi har ud fra de målte trykpotentialer og ved anvendelse af Darcy's ligning (Hoffmann et al. 2005) forsøgt, at anvende målingerne til en beregning af herbicidbelastningen af områderne via grundvandet. Beregningen foretages ud fra en række antagelser blandt andet omkring udstrækningen af magasinet og giver derfor kun et skøn over betydningen af denne belastningskilde i ådale. Beregningerne er foretaget ved brug af data fra de 5 piezometerrør, hvor der er fundet pesticider mere end 1 gang. Der er tale om DNOC fundet i Binderup lokaliteten (L1: 90 cm) to gange og en gang i 35 cm's dybde. BAM fundet ved lokaliteten Karup Å, 3 (L1: 35 cm) tre gange, BAM fundet ved Simested lokaliteten i (M1-25/90 cm) med i alt 5 fund og bentazon fundet ved Karup 3 lokaliteten (S1: 90 cm) med i alt 2 fund.

I alle 5 piezometerrør med fund af pesticider er der blevet målt en potentialeforskel i grundvandet, der sandsynliggør en opadrettet grundvandsstrøm (se afsnit 3.2). Med udgangspunkt i de målte potentialer er den gennemsnitlige potentialeforskel for beregningsperioden beregnet. På samtlige lokaliteter er den hydrauliske ledningsevne målt i et eller flere piezometerrør. Ved beregningen er den gennemsnitlige hydrauliske ledningsevne brugt. I beregningerne er det antaget at potentialerne er gældende for et areal på 1 x 1 m omkring målingerne, dvs. at beregningen angiver stof- og vandtilførslen per m². For at estimere den totale belastning med grundvand af vådområdet er det nødvendigt at estimere hvor stort et areal målingerne i piezometerrørene er repræsentative for ud fra en analyse af potentialer og næringsstofindhold i rørene i delområderne. Dette areal er derefter ganget på tilførslen per m². I nedenstående tabel 4.8 er angivet potentialeforskelle, hydrauliske ledningsevner, vand og stoftransporter til ådalen pr. m², samt de repræsentative arealer. Kun ved de to piezometerrør ved Karup Å, 3 lokaliteten kan der beregnes et forventet udstrømningsareal for de to herbicider. Ved Simested Å lokaliteten er fundet af BAM formentlig en lokal forurening fra nærværende offentlige arealer hvor der ligger et renseanlæg. Ved Binderup Å lokaliteten er fundet af DNOC formentlig relateret til at piezometerrøret er isat meget tæt på åen, hvorfra der kan ske indsigning af åvand med DNOC, som ofte er konstateret i vandløbsvand.

Drænvandsafstrømningen fra drænet ved Karup 4 lokaliteten er kun blevet målt en gang i undersøgelsesperioden. Det var i foråret 2011 hvor drænvandsafstrømningen var på 3 l/s. Da der er konstateret bentazon i drænvandet 5 gange og glyphosat ved en måling, er der lavet en overslagsberegning af drænvandets betydning for herbicidbelastningen af naturarealer i ådale under antagelse af en gennemsnitsafstrømning i forårsperioden, lig med den drænastrømning som blev målt i maj. Belastningen er beregnet ved at multiplicere drænvandsafstrømningen med den gennemsnitligt målte koncentration af pesticider i hver måned. Denne beregning giver en samlet belastning af et skønnet overrislet areal af ådalen fra drænvand på 500 m² på 11 g/ha ådal.

Der er kun foretaget analyser af vandløbsvandet en gang i en sen efterårsperiode (november 2011). For at kunne synliggøre betydningen af vandløbsvand for herbicidbelastning af naturarealer er der foretaget en analyse med en nedbørs- og afstrømningsmodel (NAM) af forventede antal dage med oversvømmelser af sådanne arealer (Jensen 2011). I de modellerede ådale viste det sig, at der var stor forskel på hvor ofte oversvømmelser finder sted (tabel 4.9) og over hvor mange dage de varer. Nogle ådale oversvømmes meget sjældent, mens andre oversvømmes hyppigere. I de fleste tilfælde er oversvømmelserne af kortere varighed (tabel 4.9). I den skønnede betydning af belastningen med herbicider fra oversvømmelser af ådalen med vandløbsvand er der regnet med en skønnet vanddybde på 5 cm på den oversvømmede eng og at dette sker i gennemsnitlig 3-6 gange i en vintersæson. Belastningen af ådalen fra oversvømmelser udgør i dette tilfælde fra 0,1-0,2 g herbicider pr. ha pr. år. Hertil er ikke medregnet et eventuelt indhold af herbicider i sedimenteret materiale på engen da der i undersøgelsesperioden ikke blev konstateret oversvømmelser ud fra udlagte måtter til opsamling af sediment i ådalen.

TABEL 4.8

OVERSIGT OVER GRUNDVANDSPOTENTIALER OG HYDRAULISKE PARAMETRE I BEREKNINGEN AF HERBICID BELASTNINGER AF DE 3 ÅDALS LOKALITETER HVOR DER ER FUNDET HERBICIDER VED FLERE AF PRØVETAGNINGERNE.

Binderup Å – DNOC	22/3-27/4	28/4-24/5	25/5-20/6	21/6-10/8	11/8-6/9
dP/dx (m/m)	0,04	0,04			
K (m/dag)	4,1E-6	4,1E-6			
q (m³/dag/m²)	1,79E-7	1,79E-7			
koncentration (µg/l)	0,018	0,023			
stoftransport (g/ha)	0,098	0,096			
Skønnet areal (m²)	-				
Simested Å – BAM					
dP/dx (m/m)		0,01	0,01		0,01
K (m/dag)		2,8E-6	2,8E-6		2,8E-6
q (m³/dag/m²)		2,8E-8	2,8E-8		2,8E-8
koncentration (µg/l)		0,075	0,065		0,160
stoftransport (g/ha)		0,049	0,046		0,105
Skønnet areal (m²)	-				
Karup 3 – BAM					
dP/dx (m/m)		0,013	0,006		
K (m/dag)		5,3E-7	5,3E-7		
q (m³/dag/m²)		7,0E-9	3,5E-9		
koncentration (µg/l)		0,012	0,014		
stoftransport (g/ha)		0,0020	0,0012		
Skønnet areal (m²)	1250				
Karup 3 – Bentazon					
dP/dx (m/m)	0,02		0,01	0,01	
K (m/dag)	3,7E-7		3,7E-7	3,7E-7	
q (m³/dag/m²)	8,2E-9		4,1E-9	4,1E-9	
koncentration (µg/l)	0,015		0,01	0,013	
stoftransport (g/ha)	0,0037		0,0011	0,0013	
Skønnet areal (m²)	1300				

TABEL 2

ANTAL OVERSVØMMELSER OG GENNEMSNITLIGT ANTAL DAGE MED OVERSVØMMELSER VED FIRE AF DE UNDERSØGTE ÅDALS STRÆKNINGER.

Ådalsstrækning	Antal oversvømmelser hvert år i perioden 1989-2009	Gennemsnitlig længde af perioden med oversvømmelser (dage)
Karup 2	3-29	1,3-3,6
Karup 2B	0-172	0-8,7
Sønderup	39-69	1,8-2,2
Villestrup 3	2-68	1,5-3,0

Ud fra den daglige nedbør ved de enkelte lokaliteter i de enkelte måleperioder for herbicider i regnvand er der foretaget en beregning af herbicidbelastningen. Nedbøren er for de forskellige lokaliteter vist i tabel 4.10.

TABEL 4.10

NEDBØRSMÆNGDEN I MÅLEPERIODERNE VED ENKELTE LOKALITETER MED OPSAMLING AF NEDBØRSVAND TIL PESTICIDANALYSE. NEDBØR ER BEREGNET PÅ BAGGRUND AF DMI'S 10X10 KM GRID I DE ENKELTE OMRÅDER (NEDBØR ER UKORRIGERET).

	22/3-27/4	28/4-24/5	25/5-20/6	21/6-10/8	11/8-6/9	21/11-7/12
Lokalitet	Mm					
Sønderup Å	30,5	36,0	92,4	137,1	88,2	48,5
Binderup Å	29,7	36,7	90,9	128,9	85,5	47,5
Villestrup Å - 1	28,8	41,7	80,8	141,4	84,4	47,4
Villestrup Å – 3	30,2	37,7	74,5	139,9	83,0	45,3
Simested Å	30,1	35,2	87,8	148,3	90,9	48,0
Karup 4	28,4	33,5	88,8	122,8	113,1	65,9
Gudenåen	28,9	40,5	76,9	157,4	109,7	58,0
Odderbæk	28,9	40,5	76,9	157,4	109,7	58,0

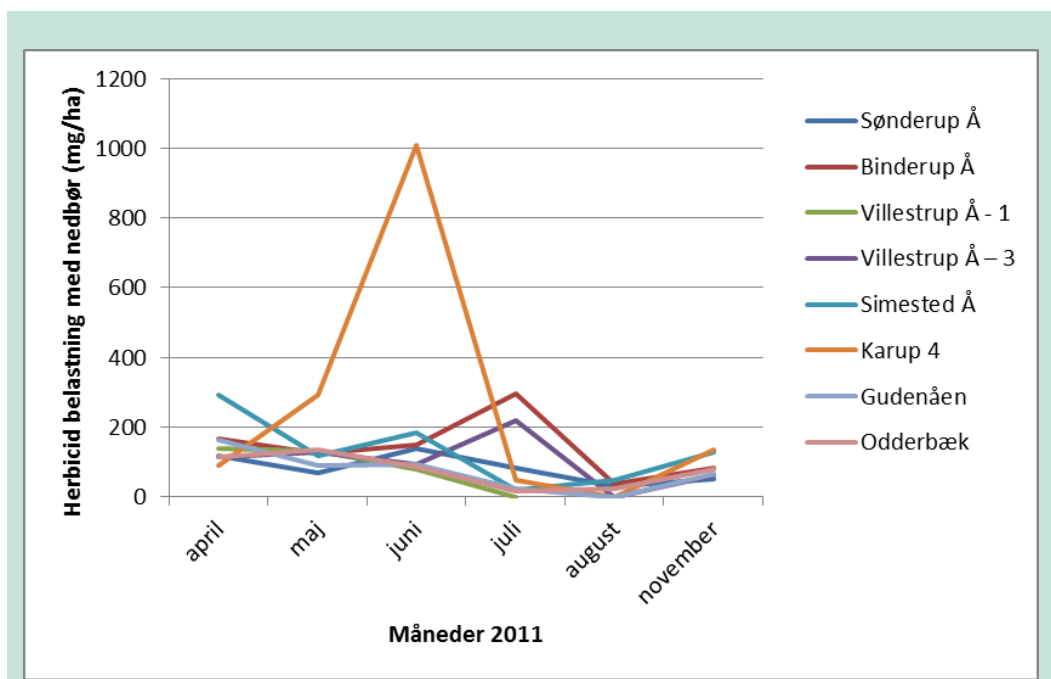
Pesticidbelastningen (aktiv stof) af arealerne med våddepositionen er beregnet ved at multiplicere periodens nedbør med den målte koncentration af herbicider i nedbøren (tabel 4.11). De fleste lokaliteter har en belastning på mellem 0,5 g og 1 g aktiv stof pr. hektar. Kun ved Karup 4 lokaliteten er der fundet et niveau over 1,5 g aktiv stof pr. hektar. I dette tilfælde er der ingen tvivl om at den forøgede belastning hænger sammen med en sprøjtning og afdrift af pesticid fra nabomarken, som støder op til det undersøgte naturareal. De største afsætninger af pesticider med nedbør sker i den første del af forårets sprøjtesæson, med et generelt faldende niveau hen mod slutningen af juli, hvorefter der sker en stigning igen ved målingen i det sene efterår (figur 4.12). Enkelte afvigelser fra dette generelle billede ses i figur 4.12 for Karup 4 i juni og Binderup og Villestrup 3 i juli.

TABEL 4.11

BEREGNET HERBICID BELASTNING (AKTIV STOF) MED NEDBØREN FOR DE ENKELTE LOKALITETER.

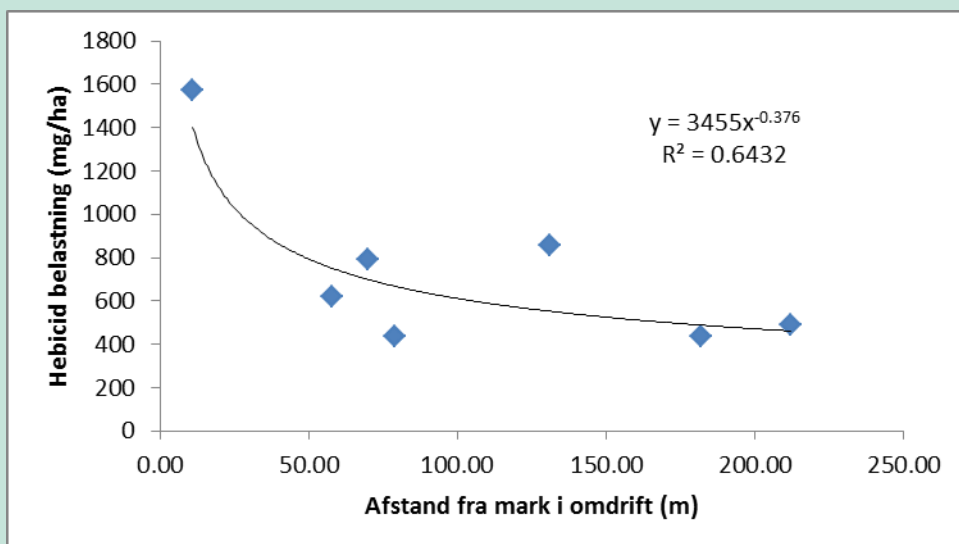
	22/3-27/4	28/4-24/5	25/5-20/6	21/6-10/8	11/8-6/9	21/11-7/12
Lokalitet	mg aktivt stof pr. hektar					
Sønderup Å	117	70	138	84	30	50

Binderup Å	167	126	149	297	38	82
Villestrup Å – 1	139	133	81	0	-	80
Villestrup Å – 3	113	127	95	220	0	63
Simested Å	291	119	185	19	47	130
Karup 4	90	294	1007	47	0	136
Gudenåen	164	90	92	22	0	66
Odderbæk	113	135	85	17	23	80



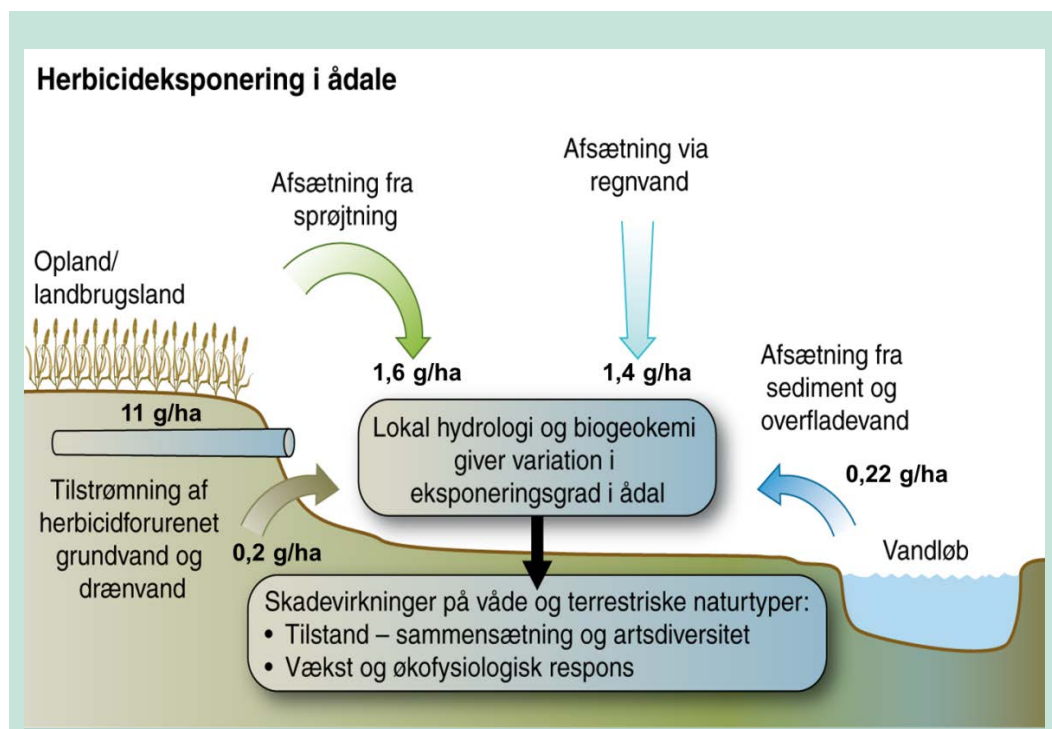
FIGUR 4.12
AFSÆTNING AF PESTICIDER MED NEDBØREN PÅ DE ENKELTE LOKALITETER I 2011.

En analyse af sammenhængen mellem afstand til nærmeste mark i omdrift og den beregnede pesticidbelastning via nedbør viser, at der er en forhøjet belastning af det undersøgelsesområde som ligger tættest på mark i omdrift (figur 4.13), dvs. Karup 3. Resultatet peger på, at målingerne af pesticider i nedbøren ved især denne lokalitet er påvirket af afdrift under sprøjtning.



FIGUR 2.13
SAMMENHÆNG MELLEM BEREGNET PESTICIDBELASTNING MED NEDBØR VED DE ENKELTE LOKALITETER I MÅLEPERIODERNE OG AFSTAND FRA ÅDAL TIL MARK I OMDRIFT.

Den beregnede maksimale belastning af en ådal fra de forskellige mulige transportveje er forsøgt skitseret i figur 4.14. De viste belastninger er således ikke et resultat der kan henføres til en af de undersøgte ådals lokaliteter, men en samling af de maksimalt beregnede belastninger fra de enkelte transportveje fra alle de undersøgte 11 lokaliteter. Det er derfor en 'worst case' situation for en ådals lokalitet som ligner de 11 lokaliteter som er med i denne undersøgelse. Det er tydeligt at effekten af at overrisle ådale med drænvand giver den største potentielle belastning med herbicider, fulgt af afdrift og nedbør.



FIGUR 4.14. BEREGNET POTENTIEL PESTICIDBELASTNING AF ÅDALE MED FEM FORSKELLIGE TRANSPORTVEJE. VED AT GANG MED EN FAKTOR 10 FÅS BELASTNINGEN I G/HA.

I tabel 4.12 er vist den højeste pesticid belastning af de undersøgte vådområder, opdelt på de forskellige kilder til herbicidforureningen, sammen med sammenlignelige opgørelser for den normalt anvendte markdosis i landbruget.

TABEL 3.12

SAMMENLIGNING AF NORMAL MARKDOSIS, LAVESTE FUNDNE EC50 (BOUTIN ET AL. 2004) OG DE HØJESTE FUNDNE HERBICID BELASTNINGER I DENNE UNDERSØGELSE.

	Glyfosat	Bentazon	2,4-D	MCPA	Pendimethalin
Normaldosering (g/ha)	1260	480-1440	800-2000	133-2025	600-2000
Minimum EC50 (g/ha)	14				4
Belastning med nedbør (g/ha)	0,190*	<0,001	0,005	0,050	0,021
Belastning med grundvand (g/ha)	-	0,006	-	-	-
Belastning med drænvand (g/ha)	2,9	7,8	-	-	-
Belastning ved oversvømmelse med vandløbsvand (g/ha)	< 0,001	< 0,001	-	-	-

*Afdrift er delmængde af denne belastning

4.4 Vegetationsundersøgelser

Antallet af prøvefelter med vegetationsundersøgelser på lokaliteterne samt naturtyper fremgår af tabel 4.13. Vegetationsdata fra de 223 prøvefelter er klassificeret til i alt 7 forskellige naturtyper. Riggær er hyppigst med 131 prøvefelter, efterfulgt af sumpet bræmme, våd eng og brakmark. Disse områder dækker derfor som ønsket, i forhold til at kunne teste de opstillede hypoteser, en gradient i naturtilstand fra god, svarende til det velfungerende riggær, over middel, svarende til en fugtig-våd eng, til dårlig svarende til fugtig eller sumpet bræmmevegetation bestående af konkurrencesterke arter (Nygaard et al. 2009a).

Tabel 4.13

OVERSIGT OVER ANTALLET AF PRØVEFELTER KLASSIFICERET I DE FORSKELLIGE NATURTYPER PÅ DE UNDERSØGTE LOKALITETER.

Lokalitet	Fattigkær	Fugtig brakmark	Våd eng	Fugtig eng	Sumpet bræmme	Fugtig bræmme	Hænge-sæk	Rigkær
Binderup å - BIN1		1	2		3			15
Gudenå -GUD1					4			15
Karup å – KAR2a		1	4		3	1		15
Karup å – KAR2b	1		2		2		4	13
Karup å – KAR3			7		1	1		22
Karup å – KAR4					19	2	1	1
Simested å – SIM1			1		5			17
Sønderup å – SOEN1			1		2			13
Villestrup å – VIL1		1		7				10
Villestrup å – VIL3		7	9					10
I alt	1	10	26	7	39	4	5	131

Der er stor variation på vegetationskarakteristika mellem de identificerede naturtyper. Tabel 4.14 viser gennemsnitlige værdier samt variation for hhv. antallet af typiske rigkærarter, indikatorværdier for Ellenberg N (næringsrigdom) og F (fugtighed) samt næringsratio. Ellenbergs indikatorværdier for næringsrigdom og fugtighed er beregnet ud fra de tilstedeværende arters indikatorværdier vægtet med arternes hyppighed i prøvefelterne. Næringsratioen er beregnet som Ellenberg N divideret med Ellenberg R (Ejrnæs et al. 2009). Næringsstofratio bygger på en naturlig positiv sammenhæng mellem pH og næringsstoftilgængelighed i miljøet og i arternes præferencer. Ved at beregne ratioen mellem de to opnås et mål for størrelsen af næringsstofrigdommen givet ved pH-værdien, og dette mål har vist sig at være en stærk indikator for eutrofiering og naturtilstand i grundvandsbetingede vådområder (Andersen et al. in press). Antallet af indikatorarter for rigkær og kildevæld stiger, jo lavere næringsratioen er. Næsten alle rigkær med mange indikatorarter har en næringsratio under 0,7, og rigkær med en næringsratio over 0,9 har sjældent indikatorarter. Inden for naturtypen rigkær er der relativ stor variation i næringsratioen i vores undersøgelse, hvilket tyder på, at der er en gradient i tilstanden inden for naturtypen og dermed grundlag for statistiske analyser af betydningen af jordfugtighed, næringsstoffer og herbicider for denne.

TABEL 4.14

GENNEMSNITLIGE VÆRDIER SAMT I PARENTES MINIMUM OG MAKSIMUM FOR HHV. ANTALLET AF TYPISKE RIGKÆRSARTER, INDIKATORVÆRDIER FOR ELLENBERG N (NÆRINGSRIGDOM) OG F (FUGTIGHED) SAMT NÆRINGSRATIO.

Naturtype	Antal	Typiske arter	Ellenberg næring	Ellenberg fugtighed	Næringsratio
Fattigkær og hængesæk	6	2,1 (1-3)	3,5 (2,9-4,1)	9,0 (7,6-9,4)	0,66 (0,58-0,73)
Rigkær	131	1,6 (0-5)	4,1 (3,3-5,3)	8,0 (6,1-9,0)	0,74 (0,65-0,94)
Bræmmer	43	0,3 (0-1)	5,0 (4,0-6,4)	8,8 (5,8-9,7)	0,83 (0,72-0,97)
Fugtig brakmark	10	0 (0)	5,3 (4,5-5,8)	6,4 (5,5-7,0)	0,85 (0,78-1,02)
Våd eng	26	0,1 (0-1)	5,2 (4,4-6,0)	7,6 (6,3-8,7)	0,86 (0,73-1,0)
Fugtig eng	7	0,2 (0-1)	4,8 (4,5-5,4)	6,0 (5,5-6,2)	0,95 (0,85-1,0)

4.4.1 Effekter på vegetationen

Ved siden af antallet af typiske arter og næringsratio har vi anvendt de to vigtigste variationsakser i dansk vådområdevegetation (DCA1-2) som mulige tilstandsindikatorer. Disse variationsakser er fremkommet ved en DCA-ordination af et referencedatasæt bestående af artslistes for planter fra mere end 13.000 prøvefelter fra danske moser og enge (Nygaard et al. 2009b). Ordinationen udtrækker de vigtigste variationsakser. I dette projekt har vi indplaceret artslisterne fra de 223 undersøgte prøvefelter i de 10 undersøgte ådalsstrækninger ved hjælp af passiv ordination. Herved ordnes alle prøvefelterne i forhold til referencedatasættets gradienter i plantesammensætning. Den passive ordination gør det muligt at klassificere prøvefelterne til den mest sandsynlige type af vådbundsvegetation (se 3.4), men giver også numeriske ordinationsscorer, som i sig selv kan fungere som mulige tilstandsindikatorer. Ordinationsakser har ikke enheder, men afspejler en ændring i sammensætningen af arter. Eftersom DCA-akser udtrækkes sekventielt, den vigtigste først, kan disse akser ofte tolkes økologisk ud fra korrelationer mellem akserne og målte miljøvariabler eller kendte præferencer hos arterne i ordinationen. DCA1 i den nationale ordination af danske enge og moser har vist sig at afspejle en gradient fra hypereutrof til stærkt oligotrof vegetation, og DCA2 har vist sig at afspejle en gradient fra fugtig til meget våd vegetation (Nygaard et al. 2009b).

Som belastningstal har vi dels brugt den kumulerede herbicidbelastning fra nedbørsmålingerne for hver lokalitet, og dels talt det gennemsnitlige antal målinger med fund af herbicider i piezometerrørene fra hvert prøvefelt. Sammen med belastningstallene har vi anvendt maksimalt målte værdier for NH₄ og PO₄ som co-variabler i analyserne.

Først undersøgte vi om belastningstallene korrelerede med tilstandsindikatorerne i en rank correlation test. Den eneste signifikante korrelation vi finder er mellem nedbørsbelastningen og DCA-2 (Tabel 4.15). Denne korrelation er vanskelig at tolke meningsfuldt, men et nærmere kig på data viser, at den skyldes, at Karup-lokaliteterne, som modtog meget herbicid med nedbøren, også havde en mere fugtighedskrævende vegetation end vegetationen i de andre ådale. Antageligt er Karup-lokaliteterne blot lidt vådere end de øvrige, altså er der snarere tale om et sammenfald end en sammenhæng.

TABEL 4.15

RANK CORRELATION TEST (SPEARMAN) MELLEM BIOLOGISKE INDIKATORER OG BELASTNINGSINDIKATORER PÅ PRØVEFELTNIVEAU

	Typiske arter	Næringsratio	DCA1	DCA2
Antal herbicidfund	NS	NS	NS	NS
Herbicidbelastning nedbør (vægt/areal)	NS	NS	NS	Rho = 0,55 P < 0,001

Vi undersøgte dernæst effekten af belastningsmålene i multivariate mixed-effects modeller med de fire vegetationsmål som responsvariabler og N-max (højest målte koncentration af NH₄-N) og P-max (højest målte koncentration af PO₄-P) som potentielle co-variabler. Lokalitet indgik i modellerne som random effect. Modellerne blev lavet med prøvetagningssted som observationsenhed, og antal typiske arter og næringsratio indgik med gennemsnittet for prøvefelterne fra hvert prøvetagningssted. P-værdierne blev korrigeret efter det reelle antal frihedsgrader, således at der tages højde for at nedbørens herbicidindhold kun er målt på 8 geografisk adskilte lokaliteter (tabel 4.16).

TABEL 4.16

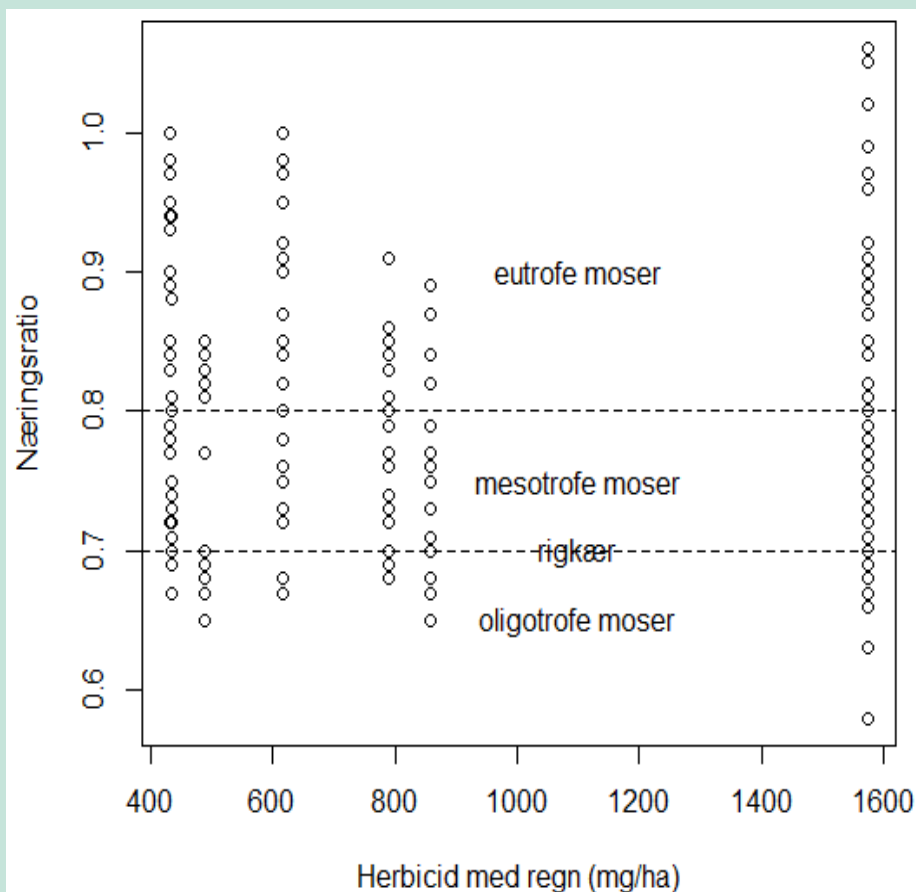
RESULTATET AF MIXED-EFFECTS MODELLER AF BIOLOGISKE INDIKATORER SOM FUNKTION AF BELASTNINGSMÅL OG NÆRINGSSTOFMÅL. KUN SIGNIFIKANTE EFFEKTER ER MEDTAGET.

Lineære Mixed-effects modeller for forskellige tilstandsmål					
Respons = Antal typiske arter					
	Koefficient	Std. Error	Frihedsgrader	t-værdi	p-værdi
Intercept	0,84	0,22	53	3,82	0,0004
P04-max	2,45	0,93	53	2,63	0,011
Respons = Næringsratio					
	Koefficient	Std. Error	Frihedsgrader	t-værdi	p-værdi
Intercept	0,83	0,02	53	42,4	< 0,0001
P04-max	-0,33	0,10	53	-3,26	0,002
Respons = DCA-1					
	Koefficient	Std. Error	Frihedsgrader	t-værdi	p-værdi
Intercept	357,9	0,22	52	3,82	0,0004
P04-max	187,3	0,93	52	2,63	0,011

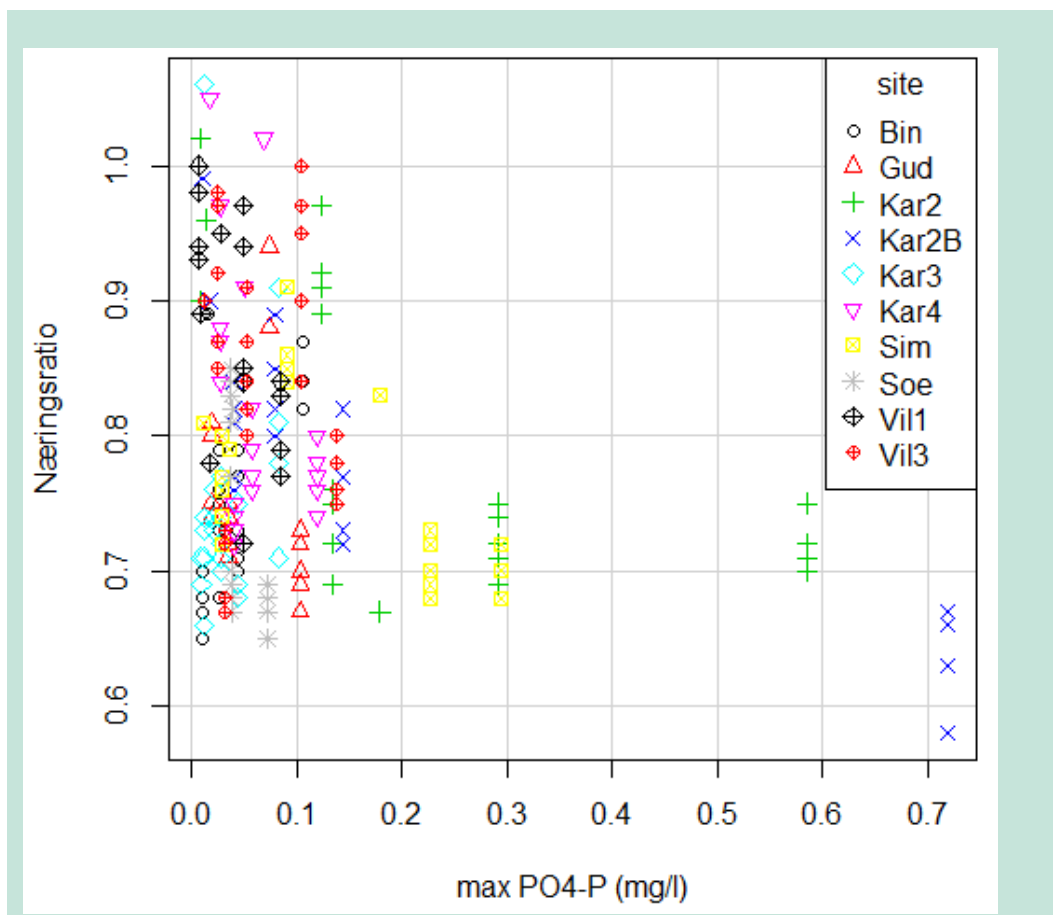
Analyserne viser ingen statistisk signifikante effekter af herbicidbelastningen på de valgte tilstandsmål for vådbundsvegetationen, og som det fremgår af figur 4.15 er variationen i næringsratio indenfor områderne da også langt større end forskellen mellem områderne.

Figur 4.16 viser at de høje fosfatkoncentrationer er målt på tre lokaliteter Karup2, Karup 2B og Simested. Hvis vi udelukkende analyserer relationerne mellem Pmax og tilstandsindikatorerne for de prøvefelter med P-målinger, som er klassificeret som rigkær (n = 131), er effekten af Pmax ikke længere signifikant for DCA1 og antal typiske arter, men kun for næringsratio (P=0.02). Maksimalt målte koncentrationer af NH₄-N udviste forventelig negativ korrelation med tilstandsindikatorerne, men denne var ikke signifikant.

Kun tre prøvetagningsområder ved Karup4 er berørt af udstrømmende drænvand, de er udlagt som henholdsvis høj naturtilstand (2 områder, 10 prøvefelter) og moderat naturtilstand (1 område, 5 prøvefelter). Alle prøvefelter er klassificeret som sumpet bræmme på nær et felt ved høj naturtilstand, som er klassificeret som hængesæk. De 10 felter ved høj naturtilstand indeholder hver en typisk art for rigkær, mens de 5 felter ved moderat tilstand ingen indeholder. Tilstanden omkring drænrøret er altså i den lave ende af de undersøgte rigkær, men de tre områder er for lille en stikprøve til at vi kan teste eventuelle sammenhænge mellem drænvand og naturtilstand statistisk.



FIGUR 4.15. GRAF OVER NÆRINGSRATIO SOM FUNKTION AF HERBICIDEKSPONERING VIA NEDBØR. MED STIPLEDE LINJER HAR VI ANGIVET OMTRENTLIGE SKILLELINJER I NÆRINGSRATIO MELLEM OLIGOTROFE, MESOTROFE OG EUTROFE MOSER. RIGKÆRENE PLACERER SIG MELLEM OLIGOTROFE MOSER OG MESOTROFE MOSER.



FIGUR 4.16.
NÆRINGSRATIO SOM FUNKTION AF MAKSIMALT MÅLTE FOSFATKONCENTRATIONER. LOKALITETERNE ER VIST MED FORSKELLIGE SYMBOLER PÅ GRAFEN.

4.5 Vækst og fotosyntese

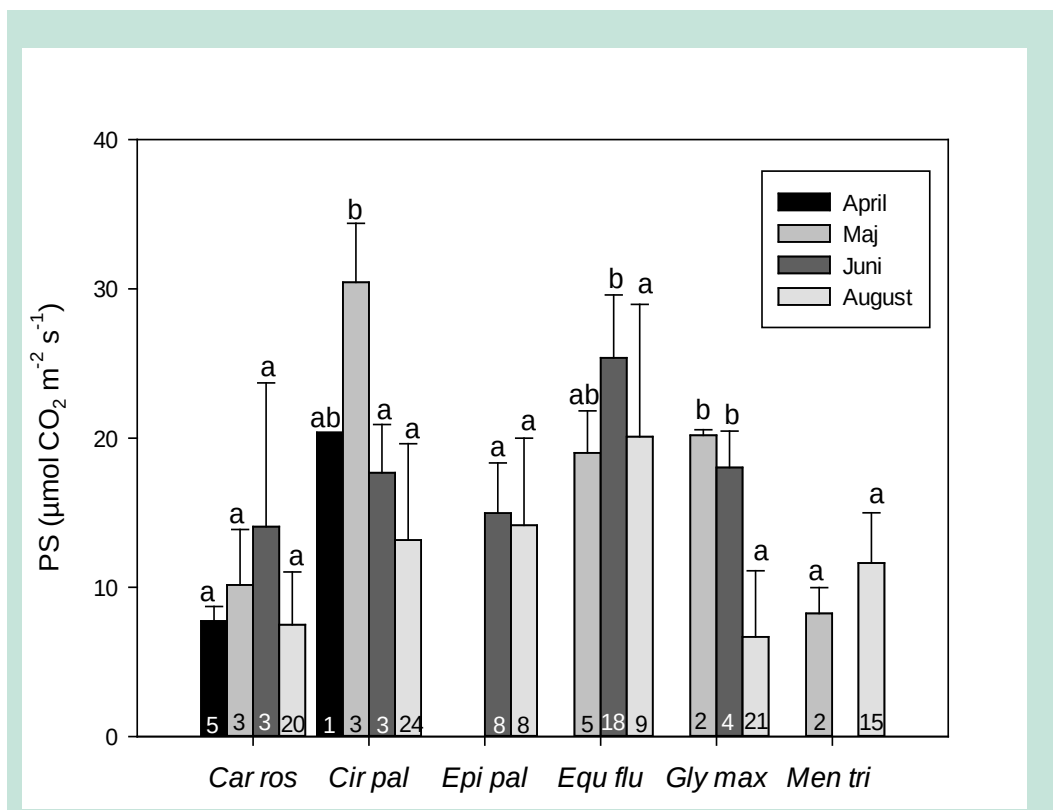
Relativ vækstrate af arterne varierede ikke mellem de tre undersøgte vandløbs rigkær (Mixed model, $p > 0.05$; Tabel 4.17, Mixed effects model). Derimod var der overordnet forskel mellem de enkelte arters RGR, således at *mos* < *Carex rostrata* < *Cirsium palustre*, *Menyanthes trifoliata*, *Epilobium palustre* < *Epilobium palustre*, *Equisetum fluviatile* (1-vejs ANOVA, $p < 0.001$, F-ratio=48,34, Cochans C test > 0.05. *E. palustre* ikke signifikant forskellige i de to sidste grupper.).

Tabel 4.17

GENNEMSNITLIG RELATIV VÆKSTRATE FOR DE ENKELTE ARTER BEREGNET PÅ BASIS AF STIGNING I TOTAL SKUDLÆNGDE FRA APRIL TIL JUNI I ALLE FELTER FRA DE TRE LOKALITETER. CAR ROS = CAREX ROSTRATA, EPIL PAL = EPILOBIUM PALUSTRE, EQU FLU = EQUISETUM FLUVIATILE, MEN TRI = MENYANTHES TRIFOLIATA.

Vandløb	Art	Vækstparameter	RGR (d-1)	RGR sd	Antal felter
KAR2B	Car ros	Tot skudlgd	0,0156	0,0059	8
SIM1	Car ros	Tot skudlgd	0,0239	0,0065	10
VIL3	Car ros	Tot skudlgd	0,0244	0,0031	5
SIM1	Cir pal	Tot skudlgd	0,0160	0,0037	3
VIL3	Cir pal	Tot skudlgd	0,0425	0,0197	14
VIL3	Epil pal	Tot skudlgd	0,0389	0,0069	6
KAR2B	Equ flu	Tot skudlgd	0,0369	0,0101	14
SIM1	Equ flu	Tot skudlgd	0,0587	0,0288	12
VIL3	Equ flu	Tot skudlgd	0,0635	0,0113	7
KAR2B	Men tri	Tot skudlgd	0,0268	0,0093	10
KAR2B	Mos	Dækning	-0,0045	0,0121	19
SIM1	Mos	Dækning	-0,0093	0,0198	19
VIL3	Mos	Dækning	-0,0153	0,0264	15

Arternes fotosynteserate varierede heller ikke mellem de tre vandløb (Mixed model, $p > 0.05$). For de enkelte arter varierede fotosynteseraten mellem måletidspunktet (måned) for *C. palustre*, *E. fluviatile* og *G. maxima* men ikke for *C. rostrata*, *E. palustre* og *M. trifoliata* (Mixed model, $p < 0.05$; Fig. 4.17).



FIGUR 4.17

GENNEMSNITLIG FOTOSYNTESERATE (PS) I APRIL, MAJ, JUNI OG AUGUST FOR SEKS PLANTE ARTER. SIGNIFIKANT FORSKEL I PS MELLEM MÅNEDER INDENFOR DE ENKELTE ARTER ER ANGIVET MED BOGSTAVER (1-VEJS ANOVA, $P < 0.05$; $F = 7,45$ FOR CIR PAL, $F = 12,15$ FOR EQU FLU; $F = 20,10$ FOR GLY MAX). VÆRDIEN I STOLPERNE ANGIVER ANTALLET AF PLANTEINDIVIDER. CAR ROS = CAREX ROSTRATA, EPI PAL = EPILOBIUM PALUSTRE, EQU FLU = EQUISETUM FLUVIATILE, MEN TRI = MENYANTHES TRIFOLIATA.

Sammenligner vi fotosynteseraten (PS) i august måned mellem arter finder vi, at *G. maxima* og *C. rostrata* har signifikant lavere fotosynteserate end *C. palustre* og *E. fluviatile* (1-vejs ANOVA, $p < 0.001$, $F = 10.98$). August blev valgt til sammenligningen fordi det var den måned flest arter var til stede og flest målinger var foretaget.

Mixed-model analyser af vækst- og fotosyntesedata viste, at der ikke var forskelle i vækst- og fotosynteserater mellem lokaliteterne. Det betyder at vi ikke umiddelbart kan erkende en forskel i vækst- og fotosynteserater, der relaterer sig til forskelle i herbicidbelastningen.

Forholdet N/P er generelt højere i de friske blade der blev målt fotosynteserate på sammenlignet med de hele individer der blev målt på fra plots (tabel 4.18). N/P er generelt lavere end 14, hvilket ifølge Koerselman et al. (1996) indikerer N-begrænsning i planterne.

Tabel 4.18

GENNEMSITLIG (MIN-MAX) N/P RATIO I PLANTEVÆV FRA INDIVIDER FRA PLOTS DER BLEV HØSTET I AUGUST PÅ DE TRE STATIONER, OG I INDIVIDER BRUGT I FOTOSYNTSE I AUGUST. CAR ROS = CAREX ROSTRATA, EPIL PAL = EPILOBIUM PALUSTRE, EQU FLU = EQUISETUM FLUVIATILE, MEN TRI = MENYANTHES TRIFOLIATA.

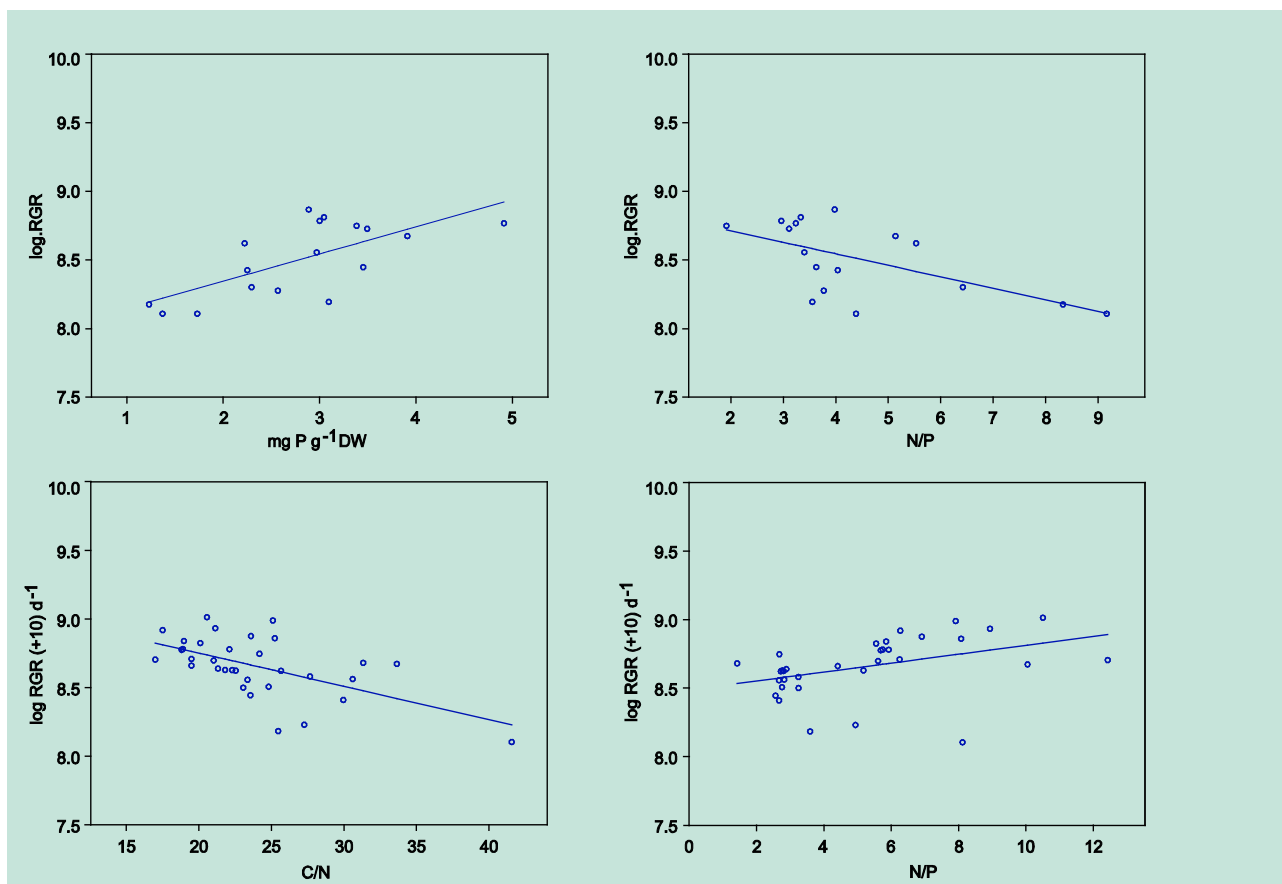
Art	N/P i væv fra plots	N/P i væv fra PS
Car ros	5,28 (1,45-9,90) n=11	10,76 (3,92-25,71) n=23
Cir pal	4,46 (1,91-9,17) n=6	11,85 (5,006-22,58) n=24
Epi pal	2,41 (1,40-3,10) n=3	-
Equ flu	5,25 (1,43-12,43) n=4	9,59 (5,19-13,78) n=9
Gly max	-	9,94 (5,51-23,21) n=19
Men tri		11,60 (9,31-14,76) n=15

Der kan ikke identificeres en enkelt model der kan beskrive variationen i RGR og PS for alle arter samlet som funktion af uafhængige variable. Derimod fandt vi nogle tydelige artsspecifikke effekter (Tabel 4.18 og 4.19, figur 4.18 og 4.19). N i løv, P i løv, C/N og N/P har signifikant betydning for RGR og/eller PS hos *C. palustre*, *M. trifoliata*, og *E. fluviatile*. Der var ingen signifikante sammenhænge for de øvrige arter.

TABEL 4.19

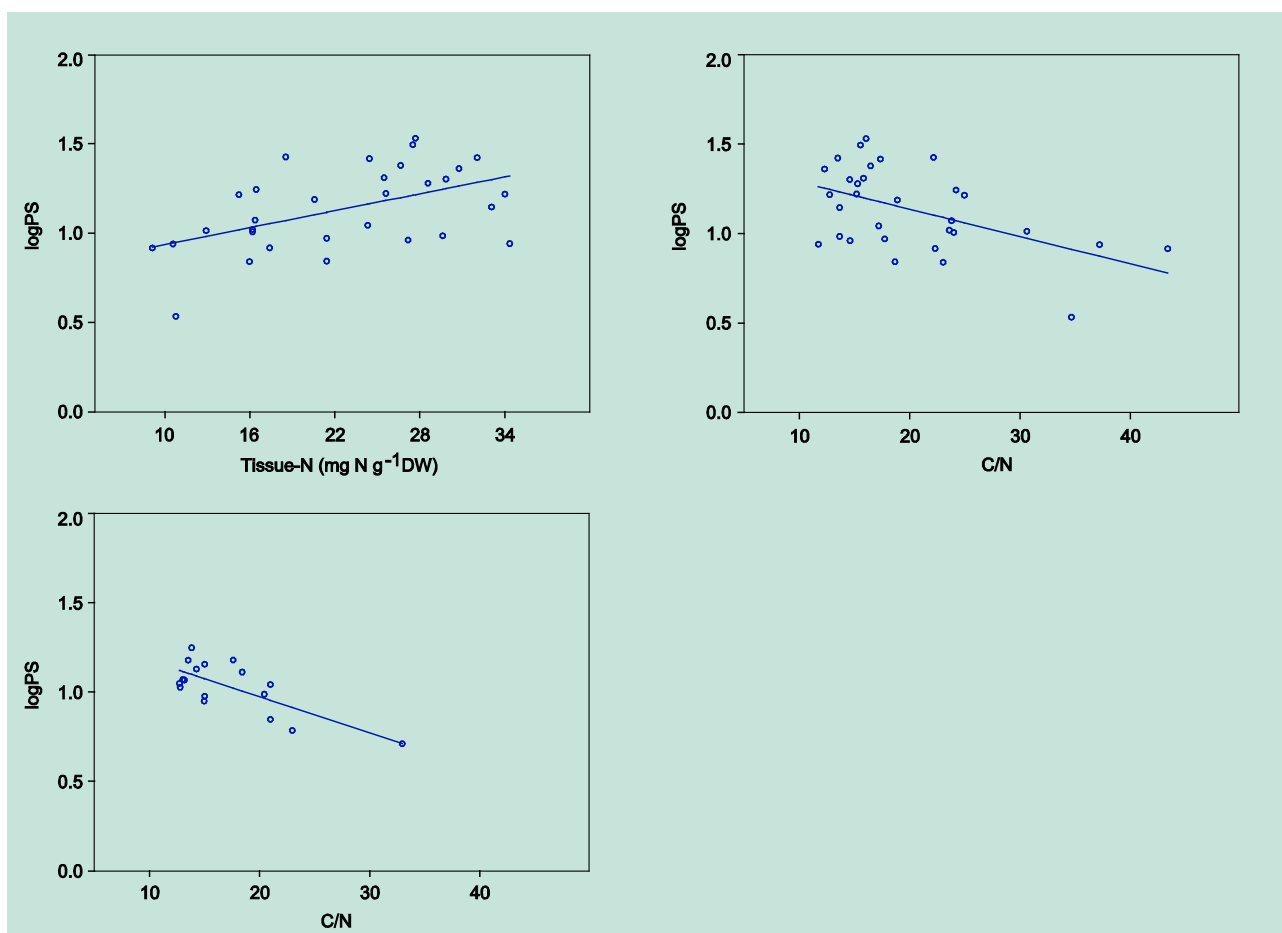
RESULTATER AF ARTSSPECIFIKKE MODELLER FRA MIXED EFFECTS MODEL. KUN SIGNIFIKANTE SAMMENHÆNGE ER VIST FOR HHV FOTOSYNTESRATEN (PS) OG RELATIV VÆKSTRATE (RGR) FOR DE SYV PLANTE TAXA. CAR ROS = CAREX ROSTRATA, EPIL PAL = EPILOBIUM PALUSTRE, EQU FLU = EQUISETUM FLUVIATILE, MEN TRI = MENYANTHES TRIFOLIATA.

Respons variabel	Uafh. Variabel	Art	Hældning	T	P
PS	Vævs-N	<i>Cir pal</i>	0,0158	3,02	0,0030
	C/N	<i>Cir pal</i>	-0,0152	-3,05	0,0028
	C/N	<i>Men tri</i>	-0,0203	-2,03	0,0443
RGR	C/N	<i>Equ flu</i>	-0,0146	-3,80	0,0002
	Vævs-P	<i>Cir pal</i>	0,104	3,54	0,0006
	Vævs-P	<i>Equ flu</i>	-0,033	-3,20	0,0018
	N/P	<i>Cir pal</i>	-0,044	-3,15	0,0022



FIGUR 4.18

SIGNIFIKANTE SAMMENHÆNGE MELLEM RELATIV VÆKSTRATE (RGR) HOS *EQUISETUM FLUVIATILE* (A, B) OG *CIRSIUM PALUSTRE* (C, D), OG NÆRINGSSTOFFER I PLANTEVÆVET. MODELLERNES KOEFFICIENTER ER VIST I TABEL 4.19.



FIGUR 4.19
SIGNIFIKANTE SAMMENHÆNGE MELLEM FOTOSYNTESERATE (PS) HOS *CIRSIIUM PALUSTRE* (A, B) OG *MENYANTHES TRIFOLIATA* (C), OG NÆRINGSSTOFFER I PLANTEVÆVET. MODELLERNES KOEFFICIENTER ER VIST I TABEL 4.19.

5. Diskussion

5.1 Ådale og strømningsveje

Beregning af strømningsveje for grundvand er foretaget for den enkelte undersøgte lokaliteter efter koncept fra Dahl et al. (2004) (se figur 5.1). Den diffuse strømningsvej (Q1) gennem ådalens aflejringer er defineret ved, at vandet, under typisk reducerede forhold, kommer i kontakt med ådalens aflejringer i længere tid hvorved et indhold af herbicider eventuelt kan påvirke plantesamfundet i ådalen ved et optag i planterne via rodnettet. Vandet kan strømme til via trykvand nedefra eller fra skrænten, hvorfra det på vej mod vandløbet enten kan forblive i ådalsbundens aflejringer, eller det kan sive frem på ådalens terrænoverflade ude i ådalen. Vandets opholdstid i ådalsbundens aflejringer forventes at være af længere varighed (typisk uger til et år). I de undersøgte lokaliteter udgør den diffuse strømningsvej maksimalt 60% af strømningen i ådalen ved Binderup Å og er lavest ved Villestrup 3 og Karup 2 med 10%.

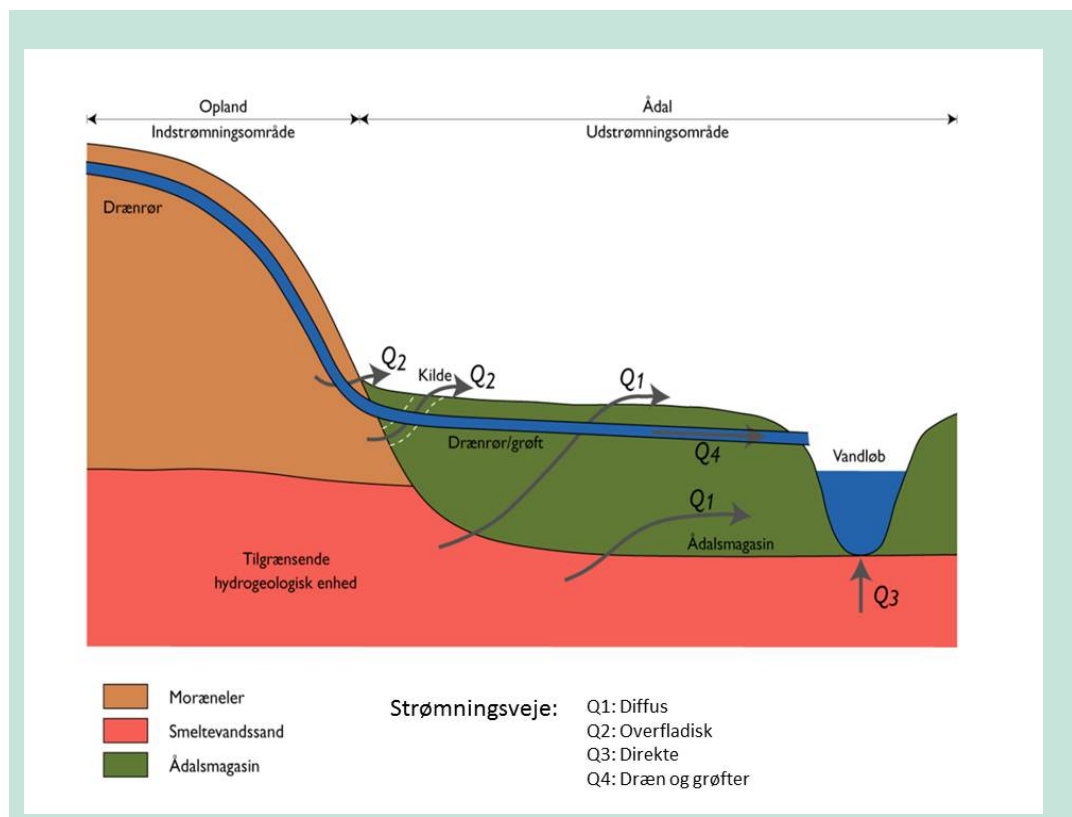
Den overfladiske strømningsvej (Q2 i figur 5.1) er hvor f.eks. drænvand eller overfladisk vand fra kildevæld i skræntfoden løber hen over ådalens aflejringer. Opholdstiden varierer formentlig fra timer til få dage for vandet i ådalen. Vandet med dets herbicidindhold kan derfor påvirke planterne kortvarigt ved direkte kontakt. På grund af den direkte kontakt fra overjord via jordmatricen og makroporer til dræn og den korte opholdstid er der en risiko for forekomst af høje koncentrationer af pesticider i drænvand hvorfor denne strømningsvej forventeligt er den, der giver den største risiko for effekter på plantesamfund i udstrømningsområder. Strømningsvejen er fundet til at være mest betydende ved Villestrup 3 (70%), Simested (40%) og Karup 4 (30%).

Den direkte strømningsvej (Q3) til åen forløber lodret op fra det tilgrænsende grundvandsmagasin med primært gennem bunden af vandløbet. Eventuel herbicidbelastning af åen via denne strømningsvej har kun betydning for indholdet af herbicider i åvandet og dermed indirekte for ådalen ved oversvømmelser. Denne udgør især ved Villestrup 1 (80%) og Karup 4 (50%) lokaliteten en stor del af vandstrømningen.

Den sidste strømningsvej er gennem dræn og grøfter i ådalen (Q4). Denne har derfor umiddelbart ingen betydning for herbicidbelastning af ådalen men er selvfølgelig igen indirekte af betydning ved belastningen af vandløbet. Denne strømningsvej har størst betydning ved Sønderup Å (50%), Karup 2 (50%) og Simested.

Sammenligningsgrundlaget for strømningsvejene er relativt spinkelt. Der findes dog enkelte undersøgelser hvor strømningsvejene er kvantificeret i danske ådale. Hvis man sammenligner de undersøgte lokaliteter med en beregning af strømningen i eksempel på en østdansk ådal (Sallinge Å på Fyn) så er der i denne en dominans (> 60%) af strømning i grøfter og drænvand (Q4) i 6 ud af 10 undersøgte ådalslokaliteter (Dahl et al., 2005). Dette var ikke tilfældet i nogen af vores 8 GOI undersøgte lokaliteter. Kun på 3 lokaliteter ved Sallinge Å var den største strømning diffus (Q1) og/eller direkte (Q3), mens de to strømningsveje i de i denne rapport undersøgte ådalslokaliteter udgjorde hovedparten af udstrømningen ved 5 af lokaliteterne. Overfladisk strømning udgjorde mindre end 20% i alle de 10 undersøgte ådale i Sallinge Å hvor hele 6 af de otte GOI-beskrevne ådalslokaliteter i denne undersøgelse havde en højere andel end 20% af overfladisk afstrømning. De 8 lokaliteter, som er beskrevet med GOI i vores undersøgelse i forhold til strømningsveje, afviger således, hvad angår strømningsvarianter i forhold til ådale på Øerne, hvor dræn er mere almindeligt forekommende. Det betyder at ådalsstrækningerne i denne undersøgelse forventeligt er mere

eksponeret for herbicidbelastning end østdanske ådale hvis ellers drænvandet løber under ådalen og direkte ud i overfladevand. Hvis man derimod lader dræn afskære ved ådalsskrænten så drænvandet overrisler ådalen er det formentlig et helt andet billede, da der så må forventes en meget større risiko for herbicidbelastning.



FIGUR 5.1
STRØMNINGSVEJE Q1 TIL Q4 GENNEM ÅDAL TIL OVERFLADEVAND (FRA DAHL ET AL. 2004).

5.2 Kilder til herbicideksponering i ådale

I de dybe piezometerrør filtersat i grundvandet har vi kun fundet et herbicid (bentazon) og et nedbrydningsprodukt (BAM) fra dichlobenil, som ikke er anvendt lovligt siden 1997. I NOVANA-programmets overvågning af pesticider i øvre grundvand er bentazon og BAM fundet i henholdsvis 20% og 9% af de udtagne grundvandsprøver (ca. 1200) (Grant et al. 2007). I overvågningen af dybere, reduceret grundvand er BAM, derimod det hyppigst fundne pesticid med en fundprocent på ca. 20% i 2010 (Thorling et al. 2011). Bentazon er det tredje hyppigst fundne herbicid med en fundprocent på 4,9% i 2010. Vores fund af herbicider i det grundvand som strømmer ud i ådalene fra nedsivningsområder i oplandet, passer derfor godt sammen med de pesticider, som er fundet i den generelle overvågning af grundvand i Danmark.

I det terrænnære grundvand og grundvand i rodzonen (ca. 1 m's dybde) har vi fundet fem forskellige herbicider: Glyphosat (3% af prøverne), DNOC (2,5%) og bentazon (1%) og nedbrydningsproduktet BAM, som er det hyppigst fundne pesticid (4,5%). For stofferne BAM og bentazon passer dette godt overens med fundene i det dybere grundvand idet der oftest er tale om fund i de samme piezometerrøder og dermed er der tale om trykvand, der strømmer op i ådalen fra nedsivningsområderne. Derimod er der ikke konstateret DNOC og glyphosat i det dybere grundvand. Kilden til dette i jordvandet er derfor mest tænkeligt afsætning med nedbør hvor begge stoffer er konstateret. DNOC kan stamme fra fotokemiske processer i atmosfæren frem for herbicidudbringning.

I drænvand fra drænet ved Karup 4 lokaliteten blev der konstateret både bentazon (fundhyppighed på 80%) og glyphosat ved en enkelt af de udtagne drænvandsprøver. I den samme periode, som der blev konstateret glyphosat i drænvandet blev der konstateret afdrift af glyphosat fra sprøjtning på marken, både ved visuel observation på stedet under sprøjtningen, samt ud fra målingerne i vandet fra nedbørsmålerne. I forbindelse med et kontrolleret doseringseksperiment af 6 forskellige pesticider på et drænet areal blev der efter sprøjtning og kontrolleret vanding (10 mm) fundet bentazon i drænvandet i den højeste koncentration og med en genfindning af det udbragte stof på 0.088% (Kronvang et al. 2003). I et andet studie af drænvand i et opland på Fyn (Lillebæk) blev der fundet bentazon i ca. 60% af de udtagne vandprøver (28 og 25 vandprøver) i 1999-2000 (Kronvang et al. 2004). Tilsvarende blev bentazon fundet i ca. 60% af de 49 udtagne vandprøver i et dræn på sandjord i Odderbæk-oplandet i samme periode (Kronvang et al. 2004).

Bentazon blev ligeledes fundet i et dræn på grovsandet jord ved Jyndevad i Varslingsprogrammet for Pesticider (VAP) efter sprøjtning i foråret 2004 (Kjær et al. 2011), derimod blev der ikke konstateret glyphosat i det samme dræn efter sprøjtning i foråret 2000 (Kjær et al. 2011). Ved en anden drænet sandjords lokalitet nær Tylstrup blev der derimod ikke fundet bentazon i drænvandet efter to sprøjtninger med stoffet i foråret 2005 og 2009. På en mere leret jord ved Silstrup er der imidlertid både fundet glyphosat og bentazon i drænvand efter sprøjtning i 2002 og 2003 (Kjær et al. 2011). Ved lokaliteten Estrup, som også er sandet lerjord, er der konstateret både bentazon og glyphosat af flere omgange i drænvandet (Kjær et al. 2011). Dræn er således ofte fundet at være en vigtig transportvej for pesticider fra mark til overfladevand. I denne undersøgelse er dræn også en vigtig transportvej for pesticider fra marken til det vådområde, som der undersøgte dræn overrisler.

Der er fundet pesticider i dybere grundvand ved lokaliteterne i Karup Å3 og Simested Å. Desuden er der fundet pesticider i grundvand fra rodzonen ved Karup Å3, Binderup Å, Villestrup Å1 og Simested Å. En sammenligning mellem GOI strømningsforholdene og pesticidfund i grundvandet viser ikke som forventet nogen tydelig sammenhæng mellem f.eks. andelen af diffus tilstrømning og pesticidfund. Der er kun ved en af de 4 lokaliteter (Binderup Å), hvor der er fundet pesticider i grundvandet, konstateret en forholdsvis stor diffus tilstrømning af vand gennem ådalsmagasinet, sandsynligvis fra det øvre grundvand, hvor de lokale strømningsveje er de vigtigste.

Derimod er der både ved Simested Å og Binderup Å en stor andel af arealer i omdrift, som ligger i kort afstand til vores målesteder (70 m og 130 m). Det samme er formentlig også tilfældet for Karup3, som har et større topografisk opland end først kortlagt (se afsnit 4.1) og hvor arealer i omdrift ligger ca. 150 m væk fra målestederne. Ved Villestrup1 er der også en høj andel omdriftsarealer i en afstand af 180 m fra målelokaliteterne. Disse oplysninger kunne tyde på at der er en sammenhæng mellem afstand til sprøjtet mark og/eller andel af omdriftsarealer i oplandet til vores lokaliteter. Dette er dog ikke tilfældet da andre lokaliteter har tilsvarende andele af arealer i omdrift (Karup 2 og Karup 4) uden, at der er konstateret pesticider i dybere grundvand og i grundvand fra rodzonen. Der er ikke indsamlet detaljeret viden om afgrøder i oplandet til de enkelte ådalsstrækninger i undersøgelsen, så det har ikke været muligt at gennemføre en kortlægning af den potentielle anvendelse af herbicider på markerne i de enkelte oplande.

Hvis de geokemiske forhold i dybere grundvand, samt de generelle vandkemiske forhold inddrages er det tydeligt at lokaliteter med fund af pesticider alle har et lavt indhold af nitrat (se figur 4.6 og 4.7), samt en relativt lav alkalinitet (Se figur 4.6 i afsnit 4.1). Forekomst af pesticider i dybere grundvand og grundvand i rodzonen ser derfor ud til at være knyttet til reduceret grundvand.

Ved sprøjtning med pesticider kan pesticiderne overføres til det atmosfæriske miljø dels ved aerosoldannelse under sprøjtningen og lokal afdrift, dels ved fordampning af pesticiderne fra jord og planteoverflader efter sprøjtning. Afhængigt af nedbrydningshastigheden for pesticidet samt dets fysisk-kemiske egenskaber vil det spredes over forskellige afstande og atter afsættes til overflader, det være sig vegetation, jord eller vand. Den afsætning, der sker under selve sprøjtningen i

forbindelse med afdrift, kaldes også primær deposition, mens den afsætning, der sker senere, kaldes sekundær deposition (Andersen et al. 2006). Afdrift af pesticider under sprøjtning afhænger af sprøjteudstyr, og af hvor meget det blæser. For at begrænse uønsket afdrift til naboarealerne (andre marker eller fx småbiotoper) er der i anvendelsen af de enkelte pesticider fastsat regler for hvilken afstand landmanden skal holde til f.eks. vandløb og søer under sprøjtning. Hvor langt de pesticider, der ender uden for marken bliver spredt afhænger af vind, vindretning og fysiske forhindringer som læhegn eller lignende (Hedemand og Strandberg, 2009).

Når der er sprøjtet med pesticider på marken fordamper typisk 0p til 30% af den udbragte mængde inden for den første uge efter sprøjtning (Andersen et al. 2006; Hedemand og Strandberg, 2009). Efter afsætning af pesticider på jord eller planter kan der ske en fordampning af gasformigt pesticid fra overfladen. Fordampningen af pesticider er en funktion af pesticidets fysiske-kemiske egenskaber (damptryk, Henrys lov konstant, Koc osv.), overfladen (temperatur, vandindhold, ruhed, absorptions- og adsorptionsforhold) og de vejrmæssige forhold (Asman et al. 2003; Andersen et al. 2006).

I de udførte målinger af pesticider i nedbør kan både den primære og sekundære transport af pesticiderne have bidraget til fundene. Især er målingen i maj 2011 ved Karup 4 lokaliteten, hvor der blev konstateret glyphosat i den opsamlede nedbør, en stærk indikation på, at der er sket en afdrift af pesticid under sprøjtning af den nærvæd liggende mark. I samme periode blev der endvidere konstateret glyphosat i det drænvand, der fra samme mark overrisler engen.

I NOVANA programmets atmosfæredel indgik der i 2010 målinger af en række pesticider, der alle har en vis evne til at fordampe (Ellerman et al. 2011). En del af de overvågede pesticider anvendes enten i Danmark eller i vores nabolande. I programmet blev der analyseret for i alt 14 almindeligt anvendte pesticider og 5 nedbrydningsprodukter. Våddepositionen af pesticider måles på to stationer, Risø (Roskilde) og Sepstrup Sande syd for Silkeborg i Jylland. Regnvandsprøver opsamles med wet-only-prøvetager. Prøverne til analyse for pesticider er opsamlet over perioder på 2 måneder.

Ved både Risø og Sepstrup Sande blev den største deposition af pesticider og nedbrydningsprodukter målt i de to måneder september-oktober med omkring 800 mg/ha. I perioden januar til august var belastningen med nedbøren opgjort for 2 måneders perioden under 100 mg/ha ved Sepstrup Sande, mens den var større i maj-juni perioden ved Risø (ca. 300 mg/ha) og i juli-august (ca. 200 mg/ha) (Ellerman et al. 2011). Det dominerende pesticid i nedbør var prosulfocarb, som blev fundet hele året og i højest koncentration i efteråret (september-oktober). Pendimethalin blev især fundet i efterår og vinter, mens MCPA, dichlorprop, terbuthylazin og desisopropylatrazine dominerede i forår og sommer nedbøren. Vores fund af herbicider i nedbør i denne undersøgelse stemmer godt overens med fundene i NOVANA programmet ved to målestationer, både hvad angår fund af enkelte stoffer (pendimethalin, MCPA, terbuthylazin), og størrelsesordenen af de beregnede belastninger (april-august: 353-1438 mg/ha).

Fund af DNOC i vores målinger af nedbør stemmer også godt sammen med tilsvarende fund i NOVANA programmet (Ellerman et al., 2011). DNOC tilhører gruppen af nitrophenoler og har tidligere været brugt i Danmark som ukrudtsmiddel (forbudt før 1992). Det er en gruppe organiske forbindelser, der dannes fotokemisk i luften ved reaktion mellem kvælstofilter og aromatiske hydrocarboner (fx toluen og benzen).

I NOVANA måleprogrammet for deposition indgår glyphosat ikke, men vi har fundet glyphosat i de fleste af vores nedbørsprøver (58%), med flest fund i foråret, men også med flere fund i den tidlige vinter (november-december prøvetagningen).

I Sverige gennemføres også en rutinemæssig overvågning af pesticider i nedbøren (Adielson et al. 2009). Data fra perioden 2002 til 2008 viser at der er målt en atmosfærisk deposition på mellem 299 og 2239 mg/ha hvor belastninger er beregnet ud fra en periode på 4-6 måneder med målinger. Den pesticidbelastning, som vi har målt på vores undersøgelseslokaliteter (0,4-1,6 g/ha) er således i samme størrelsesorden som den belastning der er fundet i Sverige. I det svenske program er prosulfocarp det alt dominerende pesticid i nedbør (500 mg/ha), fulgt af MCPA (ca. 140 mg/ha), pendimethalin (ca. 90 mg/ha), isoproturon (ca. 60 mg/ha), DETA (ca. 25 mg/ha) og terbuthylazin (ca. 25 mg/ha). Der er således god overensstemmelse mellem de svenske fund og vores målinger, bortset fra at vi ikke har haft prosulfocarp med i måleprogrammet, og at glyphosat ikke indgår i det svenske måleprogram.

I grundvandsovervågningen falder antallet af pesticidfund med dybden af borerne (Thorling et al., 2012). For perioden 2007 til 2011 falder forekomsten af pesticider i grundvand fra 52 % i intervallet 0 til 10 meter under terræn, til 46 % i intervallet 20 til 30 meter under terræn, hvorefter andelen af indtag med fund falder til 20-15 % i 40 til 60 meter under terræn. I denne undersøgelse har vi udtaget pesticider i det øverste grundvand i zonen nærmest jordoverfladen, som kan tænkes at påvirke planterne i ådalen. I en screening af øvre grundvand i drikkevandsboringer i 9 områder i Norge med planteavl i 2008 blev der fundet nedbrydningsproduktet BAM i 6 ud af 51 borer og bentazon i 3 ud af de 51 brønde (Rød og Ludvigsen, 2010). Det er de samme to pesticider som vi fandt i det øvre grundvand i denne undersøgelse. I den norske screening blev der påvist pesticider i 26 ud af 51 undersøgte grundvandsbrønde med fund af i alt 20 forskellige pesticider.

Målingerne af herbicidbelastningen af de undersøgte 11 ådalslokaliteter har vist at belastningen via indstrømmende dybere grundvand er meget begrænset da fund kun er gjort i 3 ud af 35 piezometerrør (som var filtersat i det dybere grundvand) og ved 2 af de 11 lokaliteter. De to fundne herbicider er bentazon og nedbrydningsproduktet BAM og i alle tre tilfælde i lave koncentrationer (< 0,1 µg/L).

Der er gjort flere fund i grundvandet i rodzonen i ådalene hvor filtersætningen var 90-100 cm under terræn. Herbicider er konstateret ved 4 ud af de 11 undersøgte ådalslokaliteter. Her er der konstateret herbicider i 10 vandprøver ud af i alt 105 udtagne prøver. Især BAM (3), DNOC (2), bentazon (2) og 4-chlor-2-methylphenol (2) er hyppige dog alle med koncentrationer der var under 0,1 µg/L. Der er tendens til stigende hyppighed af fund fra forår (april: 2 fund) til efterår (september: 5 fund). Denne sæsonvariation taler for, at der er tale om en påvirkning fra lokale grundvandsmagasiner i oplandet, da der i opvældende trykvand må forventes et mere konstant pesticidindhold.

I det terrænnære grundvand (< 45 cm under terræn) er der konstateret flest fund af herbicider med i alt 17 fund ud af 94 udtagne vandprøver (fundprocent på 18%). Disse fund er gjort på 7 ud af de 11 undersøgte ådalslokaliteter. Det er især herbiciderne glyphosat (7), BAM (6) og DNOC (4) som er hyppige. Alle fund på nær to (et fund af mechlorprop på 0,22 µg/L og et fund af BAM på 0,16 µg/L) er med koncentrationer på under 0,1 µg/L. Der er ikke nogen sæsonvariation i antallet af herbicidfund i denne dybde, hvilket sammen med de fundne herbicider indikerer, at belastningen sker via regnvand.

I regnvandet er der fundet flere herbicider ved alle prøvetagningerne og på alle lokaliteter. Glyphosat og DNOC er fundet i regnvandet i hele måleperioden (marts-december), mens pendimethalin er fundet i marts og april og igen i august og november-december prøvetagningerne. Terbuthylazin og MCPA er fundet i nedbør ved hhv. alle lokaliteter i april-maj prøvetagning og ved 7 ådalslokaliteter ved maj-juni prøvetagningen.

I drænvandet målt ved Karup 4 lokaliteten er der også konstateret herbicider ved næsten hver eneste prøvetagning (5 ud af 7 vandprøver med bentazon og en enkelt vandprøve med glyphosat lige efter sprøjtning af nabomark).

I de fleste vandløbsprøver er der fundet glyphosat og nedbrydningsproduktet BAM (6 ud af 9 vandprøver). Vandløbsvandet i Karup Å var det eneste, som var helt uden fund af herbicider.

Langt de fleste fund er altså relateret til nedbør, øvre jordvand, drænvand og vandløbsvand, hvilket viser betydningen af såvel primær som sekundær deposition, samt udvaskning gennem overjord til dræn. Den potentielle belastning af ådale med herbicider er beregnet til at være størst for de områder, som modtager drænvand fra bagvedliggende marker som overrislingsvand. Som den næst vigtigste belastningskilde er det konstateret, at afdrift under sprøjtning (primær deposition) kan belaste arealer af ådalen tæt på de marker som behandles. Den tredjevigtigste belastningskilde for mange af herbiciderne i de undersøgte ådale er den sekundære deposition via nedbøren. Denne forventes til gengæld ikke at være begrænset til måleområderne. Denne belastningskilde formodes også at være anledning til de fleste fund af herbicider i jordvandet fra ådalen. Udstrømmende grundvand fra lokale magasiner til ådalen er også fundet at indeholde flere herbicider og det samme gælder vandløbsvand. I forhold til herbicid belastningen af de undersøgte ådalslokaliteter er belastningen fra både grundvand og vandløbsvand fundet at være af mindre betydning end de andre belastningskilder (dræn, nedbør og afdrift).

5.3 Vegetationseffekter

Klassifikationen af mosetyper baseret på artslistes fra de 10 ådale viste en stor variation i plantesamfund fra fattigkær og rigkær i den naturligt næringsfattige ende af skalaen, til sumpede bræmmer i den næringsbelastede del af skalaen (Nygaard et al. 2009b).

Det var ikke muligt at vise en signifikant effekt af den målte herbicidbelastning med de anvendte biologiske tilstandsmål i vegetationen. Fraværet af signifikante effekter på prøvefeltniveau kan forklares ved, at alle områder modtager en jævn og lav dosis af herbicider med nedbøren gennem en stor del af vækstsæsonen, mens belastningen med grundvand og overfladevand har vist sig at være ubetydelig. Dette skal sammenholdes med at variationen i naturtilstand indenfor lokaliteterne er større end forskellen mellem lokaliteterne (figur 4.16). Dette vurderes at være realistisk for situationen i de fleste danske ådale, og blev da også tilstræbt i forsøgsdesignet for at kunne undersøge eventuelle forskelle i belastning afhængige af lokale strømningsveje. Belastningen med drænvand berører kun tre af undersøgelsens felter, alle på samme lokalitet. Med bortfaldet af den forventede rumlige variation i belastningen, bortfalder samtidig muligheden for at kunne opdage eventuelle effekter af belastningen på vegetationen. Selvom vi har fundet forskelle mellem lokaliteterne i belastningen med nedbør inden for projektets tidsramme, er der ingen grund til at tro, at variationen mellem områderne i de fire målinger i 2012 er stabil over et længere tidsrum, eftersom den vil variere med nedbørsmængderne og den aktuelle sprøjtning i oplandet.

Effekten af de maksimalt målte fosfatniveauer er signifikant på alle tre biologiske tilstandsindikatorer. Det er imidlertid overraskende, at effekten af fosfatkoncentrationen er positiv på antallet af indikatorarter og på DCA1 (den vigtigste floristiske gradient i data) og negativ på næringsratio (planteafledt indikator for eutrofiering). De højeste fosfatkoncentrationer er altså målt i den mest næringsfattige vådbundsvegetation med flest typiske arter. Dette resultat er stik modsat tidligere undersøgelser, som finder en klar negativ relation mellem fosfattilgængeligheden og naturtilstand i rigkær (Wassen et al. 2005, Ejrnæs et al. 2010, Andersen et al. in press). Som man kan se af figur 4.17, er de høje fosfatkoncentrationer målt på kun tre af undersøgelsens lokaliteter, nemlig Karup 2 og 2B samt Simested, og disse målinger har naturligvis stor indflydelse på resultatet. Det kan også være en medvirkende forklaring, at vegetationen i prøvefelterne med høje fosfatværdier var N-begrænset snarere end P-begrænset, hvilket understøttes af N/P-ratioen målt under vækstforsøgene på netop Karup 2B og Simested (se afsnit 4.4.2). En medvirkende forklaring

på den overraskende korrelation kan være, at højstaudevegetation bestående af konkurrencesterke urter har en evne til at udpine deres vækstmiljø og immobilisere næringsstofferne i løbet af vækstsæsonen, mens dette ikke sker i samme grad, når vegetationen er domineret af langsomt voksende nøjsomhedsplanter. I vækstsæsonen vil en væsentlig del af det plantetilgængelige fosfor altså være immobiliseret i vegetationen og fanges bedst ved målinger af P-indhold i den stående biomasse (Wassen et al. 2005). Resultatet peger også på, at koncentrationen af opløst PO₄ og NH₄ i vandet ikke nødvendigvis er nogen effektiv målestok for næringsstofftilgængeligheden i systemet.

Hvis man sammenligner de fundne koncentrationer og belastninger af herbicider per arealenhed med plantearters sensitivitet fra forskningsprojekter (fx Boutin et al. 2004), er det sandsynligt at herbicidbelastning med drænvand kan nå niveauet omkring og over 1% af markdosis og derved påvirke våde terrestriske økosystemer og føre til ændringer i artssammensætningen og diversiteten. Desværre er der kun få undersøgelser af drænvandets indhold af herbicider (se fx Kronvang et al. 2003), hvilket er beklageligt set i lyset af den igangværende indsats for at oprette vådområder til opsamling og denitrificering af drænvand i ådalene (Hoffman et al. 2005, Ejrnæs et al. 2010). Vi har fundet belastninger ved 6 prøvetagninger fra det ene undersøgte overfladiske dræn ved Karup 4 svarende til samlet 11 g herbicid per ha (2,9 g glyphosat og 7,8 g bentazon). Denne belastning ligger på 0,2-1 % af markdosis, og her er vi i nærheden af EC₅₀ for de mest følsomme plantearter.

Det er til gengæld meget vanskeligt at sige om de fundne koncentrationer af herbicider i nedbøren vil kunne påvirke sammensætningen af planter i våde økosystemer. Højeste belastning blev fundet ved en kombination af nedbør og afdrift og svarede til en belastning på 1,4 g herbicid, inklusive nedbrydningsprodukter per ha. I de fleste tilfælde var belastningen dog væsentlig lavere. Her ligger vi på maksimalt 0,1 % af markdosis. Selvom en effekt på vegetationen derfor er mindre sandsynlig, kunne det være interessant at undersøge al den stund at påvirkningen er kronisk og bestående af en kemisk cocktail, hvis eventuelle synergistiske virkninger er ukendt.

Det skal her bemærkes, at ikke alle effekter af herbicider er additive, eksempelvis har Strandberg et al. (2012) demonstreret synergistiske effekter af tre almindeligt brugte herbicider på enkeltarter, hvor bl.a. glyphosateksponering viste sig at kunne øge arters følsomhed for efterfølgende eksponering for andre herbicider.

5.4 Vækst og fotosyntese

Forskelle i relativ vækstrate og fotosynteserater mellem de tre vandløbslokaliteter kunne indikere, at herbicidbelastningen har en effekt på enkeltarters fysiologi. Mixed-model analyser af vækst- og fotosyntesedata viste, at der ikke var forskelle i vækst- og fotosynteserater mellem lokaliteterne. Det betyder at vi ikke umiddelbart kan erkende en forskel i vækst- og fotosynteserater, der relaterer sig til forskelle i herbicidbelastningen. Dette betyder dog ikke, at herbicidbelastningen ikke kan have betydning for arternes vækst og fotosyntese, men at vores datasæt ikke kan anvendes til at teste, om dette er tilfældet. Dette skyldes, 1) at herbicidbelastningen fortrinsvis kommer fra regnvandet, hvilket begrænser det totale antal observationer til 3, og 2) at herbicidbelastningen er forholdsvis ens ved Villestrup å og Simested å (se tabel 1) som er to ud af de tre lokaliteter, hvorfra vi har data.

Andre undersøgelser har vist, at herbicider kan have betydning for planterens vækst (Marss et al 1991, Marss & Frost 1997) og fysiologi, men effekterne og mekanismerne bag er ikke klarlagt og flere undersøgelser viser endda modstridende resultater. De fleste studier koncentrerer sig om effekter af herbicider på afgrøder. Blandt andet er herbicidet glyphosat blevet påvist at have en hæmmende effekt på fotosynteseraten i rajgræs (Yannicari et al. 2012) ved at hæmme CO₂ flow gennem stomata. Modsat fandt Cedergreen et al. (2010), at lave doser af glyphosat stimulerer fotosyntese og vækst hos byg ved at optimere CO₂ fixering.

Undersøgelser af effekten af herbicider på vådbundsarter er fokuseret på planterens evne til at fjerne herbicider fra vandet som en metode til at mediere økosystemeffekter af herbicider (f.eks. Warsaw

et al. 2012), og kun få studier har direkte undersøgt effekter af herbicider på vådbundsarters fysiologi. Ved en Web of Science søgning på "herbicide" og de enkelte planteslægter fra vores studium samt mos, fandt vi kun publicerede undersøgelser vedrørende *Cirsium* (27), *Equisetum* (4) og mos (3). For alle *Cirsium* afhandlinger var der tale om studier vedrørende optimering af kontrol af tidsler i afgrøder (f.eks. Bork et al. 2007; Sciegienka et al. 2011). For *Equisetum* var der tre afhandlinger om kontrol og kun en om fysiologiske effekter, og den viste at herbicidet Oryzalin hæmmer sporofytvæksten (Kuriyama et al. 1994). De to afhandlinger om fysiologiske effekter på mos handlede begge om effekter af herbicidet Asulox, der er et udbredt herbicid for kontrol af Ørnebregne. I den ene undersøgelse undersøgte effekten af herbicidet på 18 mosarter og man fandt væksthæmning af gametofyterne hos alle arter, inklusiv to af de arter der også er fundet i rigkærene i vores undersøgelse (*Calliergonella cuspidata* (Hedw.) Loeske og *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst; Rowntree et al. 2003). I den anden undersøgelse fandt man væksthæmning af protonema i tre mosarter som en effekt af Asulox eksponering (Rowntree og Sheffield 2005). Disse sparsomme undersøgelser tyder således på, at der kan være fysiologiske effekter af herbicider på rigkærplanter, men også at der er brug for flere effekt undersøgelser af de relevante herbicider og rigkærarter for at vi kan vurdere direkte effekter af herbicider på rigkærplanters fysiologi.

Modsat en effekt af herbicider, fandt vi at enkelte arters vækstrater og fotosynteserater var relateret til N og P indholdet i løvet, hvilket tyder på hhv N og P begrænsning. Vores resultater tyder derfor på, at relativ vækstrate hos *E. fluviatile* er N begrænset, mens vækstraten er P begrænset hos *C. palustre*. Fotosynteseraten hos *C. palustre* og *M. trifoliata* tyder på at være N begrænset. Det betyder, at en øget tilgængelighed af N i rigkærene vil øge væksten hos *E. fluviatile* og fotosynteseraten hos *C. palustre* og *M. trifoliata*, mens en øget tilgængelighed af P vil øge væksten af *C. palustre*. Vi kunne ikke identificere næringsstofbegrænsninger for vækst og fotosyntese i de øvrige arter, hvilket kan skyldes at disse i stedet er begrænsede af andre faktorer f.eks. lys. Disse resultater er støttet af, at de gennemsnitlige N/P forhold hos arterne fra plots og fotosynteseforsøg er lavere end 14, hvilket også indikerer N begrænsning i vegetationen ifølge Koerselman et al. (1996).

6. Konklusion

Baseret på ovenstående resultater og diskussion vil vi nedenfor konkludere på undersøgelsens hypoteser:

Hypotese 1: herbicider kan forekomme i niveauer, der kan forårsage skadeeffekter på våde terrestriske naturtyper ved at påvirke såvel strukturelle (artsantal og sammensætning) som funktionelle (fotosyntese og vækst) karakteristika. Skadevirkningerne stiger med herbicidkoncentrationen.

Hypotesen blev delvist bekræftet, idet vi har kunnet påvise herbicider i niveauer som kan forårsage skadeeffekter. Vi har dog ikke kunnet påvise disse effekter under forsøgets feltbetingelser. Vores undersøgelse af herbicidbelastningen af grundvandsafhængige terrestriske økosystemer i 11 jyske ådale har vist, at herbicider som forventet kan transporteres til ådalens naturområder via grundvand, drænvand, overfladevand og regnvand. Der var ikke oversvømmelser i undersøgelsesperioden, men det blev påvist at vandløbsvandet også kan være en kilde til herbicider. Størst belastning blev fundet ved Karup 4 i forbindelse med et afskåret markdræn som overrislede ådalen. Her var belastningen i en størrelsesorden, som vurderes at kunne medføre skadevirkninger. Overrisling af ådale med drænvand er et vigtigt virkemiddel i vandmiljøindsatsen i stat og kommuner, og derfor er denne påvirkning relevant for ådalenes terrestriske naturtyper.

Hypotese 2: i områder med høj risiko for herbicideksponering sker der en samtidig stor tilførsel af næringsstoffer, hvilket kan forværre skadevirkningen af herbicider.

De fundne herbicidkoncentrationer i det øvre grundvand og jordvand var lavere end i regnvandet og vurderes ikke at kunne medføre skadevirkninger. Det var således kun eksponeringen fra et åbent markdræn, som var af en størrelsesorden, som kan siges at udgøre en risiko. Eftersom markdræn samtidig vurderes at være blandt de væsentligste kilder til tilførsel og frigivelse af næringsstoffer til ådalens naturområder, må vi konstatere, at hypotese 2 er sandsynliggjort. Det peger i samme retning, at afdrift fra sprøjtning med glyfosat medførte en korrelation mellem afstand til dyrket mark og målt herbicideksponering med afsætning fra luften.

Hypotese 3: herbicider giver især skadevirkninger på langsomt voksende samt stedsegrønne arter, særligt mosser, dels fordi disse arters blade vil være eksponeret for herbicider i en større del af vækstsæsonen, dels fordi de har vanskeligere ved at erstatte beskadiget væv sammenlignet med hurtigt voksende konkurrenceplanter eller pionerplanter.

Det var ikke muligt at måle skadeeffekter i felten, og dermed ikke muligt at teste hypotese 3. En test af hypotese 3 vil kræve en eksperimentel tilgang med effektundersøgelser af simuleret eksponering fra markdræn.

Hypotese 4: Herbicidkoncentrationerne er størst i våde terrestriske naturtyper, hvor der er direkte kontakt med drænvand og/eller kort afstand til arealer i omdrift, samt hvor det udstrømmende terrænnære grundvand er dannet i områder med en høj andel af intensivt dyrkede omdriftsarealer.

Eftersom den højeste eksponering for herbicid blev målt omkring åbent markdræn og næsthøjeste eksponering blev målt i forbindelse med afdrift fra sprøjtning må hypotese 4 siges at være delvist bekræftet. Vi må dog afvise den del af hypotesen, som vedrører den forventede korrelation mellem oplandets udnyttelsesgrad til landbrug og herbicidbelastning via det terrænnære grundvand, idet herbicideksponeringen fra grundvand og jordvand i undersøgelsen var fåtallige og ved meget lave koncentrationer.



PRØVETAGNINGSTED I RIGKÆR. FOTO: KAREN-MARIE BRASK JENSEN.

7. Perspektivering

7.1 Faglig perspektivering

Dette forskningsprojekt har for første gang kortlagt belastning og spredningsveje for herbicider i våde terrestriske økosystemer. Projektet er foregået på 11 strækninger i 8 jyske ådale med forskellige grundvand-overfladevand interaktioner og forskellig vandkemi. Ådalene rummede repræsentative våde terrestriske økosystemer, som spændte over den forventede variation i naturtilstand og næringsstofstatus. Resultaterne kan dermed siges at have en fornuftig repræsentativitet for danske ådale, med det forbehold, at en større del af afstrømningen fra oplandet i østdanske ådale generelt må forventes at være overfladisk og via dræn. Belastningsbilledet fra projektet kan dermed siges at være konservativt, da den største belastning netop blev fundet ved tilledning af drænvand.

Set i lyset af undersøgelsens resultater, havde det været ønskeligt, om der havde været flere analyser fra overrislende dræn, idet vi fandt at dette var den vigtigste kilde til herbicidbelastning af de grundvandsbetingede økosystemer. Dette kunne dog ikke forudses på forhånd, og påvisningen af den meget lave belastning af økosystemerne med grundvand og vandløbsvand er et vigtigt resultat, som bringer os et væsentligt stykke videre i forståelsen af problemstillingen.

Undersøgelsen rejser to spørgsmål om belastningen af sårbare og internationalt beskyttede våde terrestriske økosystemer med herbicider.

Det første og mest påtrængende spørgsmål vedrører belastningen via drænvand. For at belyse denne problemstilling vil der være behov for at få kortlagt sammenfaldet mellem tilledning af drænvand og sårbare økosystemer og indholdet af herbicider og næringsstoffer i drænvandet. Endelig er der behov for at få testet separate og kombinerede effekter af herbicider og næringsstoffer i drænvandet på de sårbare økosystemer. En sådan undersøgelse kunne eksempelvis gennemføres ved en kombination af feltkortlægning og kontrollerede mikrokosmoseksperimenter.

Det andet spørgsmål vedrører belastningen via nedbøren. Denne belastning er kronisk og forekommer alle steder i landet, ikke kun i våde terrestriske økosystemer. Undersøgelser har påvist at meget lave koncentrationer af visse pesticider kan virke vækstoffremmende, mens andre pesticider kan påvirke reproduktionen negativt selv i meget lave doser. Videnskabelige tests af årsags-virkningssammenhænge vil være krævende at gennemføre, men det kunne være fagligt interessant at undersøge effekten af den samlede nedbørscocktail ved kontrollerede mikrokosmosforsøg udført på internationalt beskyttede og sårbare vegetationstyper – eksempelvis overdrev eller rigkær – og med undersøgelse af effekter på både vækst, reproduktion og forskydninger i artssammensætningen. Det kunne også være relevant at undersøge effekten af denne cocktail på sårbare arter, som optager deres næringsstoffer direkte fra nedbøren, især epifytiske laver og rensdyrlaver kunne være relevante at undersøge i denne sammenhæng.

7.2 Administrativ perspektivering

Vores resultater kan give anledning til lettelse i det administrative system over, at herbicidbelastningen af følsomme økosystemer via overfladenært og dybt grundvand blev fundet at være meget lille sammenlignet med andre kilder og i en størrelsesorden som næppe giver anledning til skadevirkninger.

Samtidig kan undersøgelsen give anledning til administrative overvejelser af konsekvenserne af at lede drænvand fra markerne direkte ud i våde terrestriske økosystemer på lavbundslande i ådale og ved kysterne. Kommunerne gennemfører i disse år en række vådområdeprojekter, hvor formålet er at afbryde dræn, som i dag ledes direkte ud i overfladevandssystemer, for i stedet at samle drænvandet i kunstige vådområder, hvor kvælstof kan blive denitrificeret inden det når vandmiljøet. Der har tidligere været fremført bekymringer om, at dette kunne lede til en utilsigtet næringsbelastning af de våde terrestriske økosystemer, og vores undersøgelse peger på behovet for også at vurdere konsekvenserne af en utilsigtet belastning af områderne med pesticider. Der findes i dag ingen tilgængelig kortlægning af naturtilstanden af de lavbundslande, som inddrages til denitrificerende vådområder, og der findes ingen overvågning af indholdet af pesticider i det drænvand som ledes ud på lavbundslandene. Begge dele kunne der argumenteres for i lyset af dette projekt. På den positive side tæller, at det er langt lettere at kortlægge og regulere belastning af vådområder med pesticider via dræn, end hvis belastningen fortrinsvis havde fundet sted via grundvandet, hvis strømningsveje er vanskeligere at kortlægge.

Den kroniske og allestedsnærværende påvirkning af naturen med ganske små koncentrationer af herbicider via nedbøren er en helt anden problemstilling, som ikke kan isoleres geografisk og økologisk. I forhold til en administrativ håndtering af dette problem, kunne der være behov for at screen om belastningen via nedbør kan have skadevirkninger på følsomme elementer af vores biodiversitet.



RIGKÆR MED MAJGØGEURT I BLOMST. FOTO HENRIETTE BJERREGAARD.

Referencer

- Adielson A, Graaf S, Andersson M & Kreuger J. 2009. Resultat fra miljøovervakningen av bekämpelsesmedel. Ekohydrologi 115, SLU, Sverige, 94 s.
- Andersen D, Nygaard B, Fredshavn J & Ejrnæs R. In press. Cost-effective assessment of conservation status of rich fens. Applied Vegetation Science.
- Andersen HV, Bossi R, Jensen NO, Sørensen PB, Spliid NH & Jensen PK 2006. Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning, Danmarks Miljøundersøgelser. 98s. –Faglig rapport fra DMU nr. 587.
- Asman, W, Jørgensen, A. og Jensen PK. 2003. Dry Deposition and Spray Drift of Pesticides to Nearby Water Bodies. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 66, 171 s.
- Aude E, Tybirk K & Pedersen MB. 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. Agriculture, Ecosystems and Environment 99: 135-147.
- Aude E, Tybirk K, Michelsen A, Ejrnæs R, Hald AB & Mark S. 2004. Conservation value of herbaceous vegetation in hedgerows – does organic farming make a difference? Biological Conservation 118: 468-478.
- Bekæmpelsesmiddelstatistik 2008. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 4. 2009.
- Bhatti MA, Al-Khatib K, Felsot AS, Parker R & Kadir S. 1995. Effects of simulated chlorsulfuron drift on fruit yield and quality of sweet cherries (*Prunus avium* L.). Environmental toxicology and Chemistry 14: 537-544.
- Blankenberg AGB, Braskerud B & Haarstad K. 2006. Pesticide retention in two small constructed wetlands: treating non-point source pollution from agriculture runoff. Int J Environ Anal Chem 86: 225-231.
- Bork EW, Grekul CW & De Bruijn SL. 2007. Extended pasture forage sward responses to Canada thistle (*Cirsium arvense*) control using herbicides and fertilization. Crop Protection 26: 1546-1555.
- Bouldin JL, Farris JL, Moore MT, Smith S, Cooper CM. 2006. Hydroponic uptake of atrazine nad lambda-cyhalothrin in *Juncus effusus* and *Ludwigia pepoides*. Chemosphere 65: 1049-1057.
- Boutin C & Rogers CA. 2000. Pattern of Sensitivity of Plant Species to Various Herbicides - An Analysis with Two Databases. Ecotoxicology 9: 255-271.
- Boutin C, Aya KL, Carpenter D, Thomas PJ, Rowland O 2012. Phytotoxicity testing for herbicide regulation: shortcomings in relation to biodiversity and ecosystem services in agrarian systems. Sci Total Environ 415: 79–92.
- Boutin C, Elmegaard N & Kjær C. 2004. Toxicity testing of Fifteen Noncrop plant Species with Six Herbicides in a Green House experiment: implications for Risk Assessment. Ecotoxicology 23: 349-369.
- Boutin C. & Jobin B. 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. Ecological Applications 8: 544-557.
- Boutin C., Lee H.B., Peart E.T., Batchelor P.S. & Maguire R.J. 2000. Effects of the sulfonylurea herbicide metsulfuron methyl on growth and reproduction of five wetland and terrestrial plant species. Environmental Toxicology and Chemistry 19: 2532-2541.
- Boutrup S (red.), Fauser P, Thomsen M, Dahlöf I, Larsen MM, Strand J, Sortkjær O, Ellermann T, Rasmussen P, Jørgensen LF, Pedersen MW & Munk LM 2006. Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 140 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 585.
- Bouwer H and Rice RC. 1976. A slug test method for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. Water Resources Research 12 (3): 423-428.

- Brüsch W. 2007 Almene vandværkers boringskontrol af pesticider og nedbrydningsprodukter. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 26, 2007.
- Carpenter D & Boutin C. 2010. Sublethal effects of the herbicide glufosinate ammonium on crops and wild plants: short-term effects compared to vegetative recovery and plant reproduction. *Ecotoxicology* 19: 1322–1336.
- Cedergreen N. & Olesen CF. 2010. Can glyphosate stimulate photosynthesis? *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 96, 140-148.
- Dahl M, Langhoff JH, Kronvang B, Nilsson B, Christensen S, Andersen HE, Hoffmann CC, Rasmussen KR, von Platen-Hallermund F & Refsgaard JC 2004. Videreudvikling af ådalstypologi – GOI. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 16.
- Dahl M, Nilsson B, Langhoff JL & Refsgaard JC 2007. Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater-surface water interaction. *Journal of Hydrology* 344: 1-16.
- Dahl M, Nilsson B, von Platen-Hallermund F, Banke M, Engesgaard P, Sonnenborg T, Wohlfeil-Müller D-I, Fuglsang A, Tornbjerg H, Ovesen NB, Kronvang B & Christensen S. 2005. Afslutning af ådalstypologi – GOI. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen nr. 17.
- de Jong F.M.W., de Snoo, G.R. & van de Zande, J.C. 2008. Estimated nation-wide effects of pesticide spray drift on terrestrial habitats in the Netherlands. *Journal of Environmental Management* 86: 721–730.
- Donald DB, Syrgiannis J, Hunter F & Weiss G. 1999. Agricultural pesticides threaten the ecological integrity of northern prairie wetlands. *Science of the Total Environment* 231:173-181.
- Ejrnæs R, Andersen DK, Baattrup-Pedersen A, Christensen BS, Damgaard C, Nygaard, B, Nilsson B, Johansen OM, Dybkjær JB 2010. Hydrologiske og vandkemiske forudsætninger for en god naturtilstand i grundvandsafhængige terrestriske økosystemer. Upubliceret notat til fagdatacentre for grundvand, ferskvand og biodiversitet.
- Ejrnæs R, Bruun HH, Aude E & Buchwald E 2004. Developing a classifier for the Habitats Directive grassland types in Denmark using species lists for prediction. *Appl. Veg. Sci.* 7: 71-80.
- Ejrnæs R, Nygaard B, Fredshavn JR, Nielsen KE & Damgaard C. 2009, *Terrestriske Naturtyper 2007: NOVANA, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet (Faglig rapport fra DMU; 712).*
- Ellenberg H, Weber HE, Düll R, Wirth V, Werner W & Paulissen D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 2nd ed. *Scripta Geobotanica* 18: 1–248.
- Ellermann T, Andersen HV, Bossi R, Christensen J, Løfstrøm P, Monies C, Grundahl L & Geels C 2011. Atmosfærisk deposition 2010. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 109s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 2. <http://www2.dmu.dk/Pub/SR2.pdf>
- Forsyth DJ, Martin PA & Shaw GG 1996. Effects of herbicides on two submersed aquatic macrophytes, *potamogeton pectinatus* L. and *Myriophyllum sibiricum* Komarov in a prairie wetland. *Environmental Pollution* 95: 259-268.
- Grant, R, Blicher-Mathiesen, G, Pedersen, LE, Jensen, PG, Madsen, I, Hansen, B, Brüsch, W & Thorling, L 2007: Landovervågningsoplande 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 122 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 640. <http://www.dmu.dk/Pub/FR640.pdf>
- Gregoire C, Elsaesser D, Huguenot D, Lange J, Lebeau T, Merli A, Mose R, Passeport E, Payraudeau S, Schutz T, Schulz R, Tapia-Padilla G, Tournebise J, Trevisan M & Wanko A. 2009. Mitigation of agricultural nonpoint-source pesticide pollution in artificial wetland ecosystems. *Environmental Chemistry Letters* 7: 205-231
- Grootjans AP, Adema EB, Bleuten W, Joosten H, Madaras M & Janáková M. 2006. Hydrological landscape settings of base-rich fen mires and fen meadows: an overview. *Applied Vegetation Science* 9: 175-184.
- Hedemand T & Strandberg M. 2009. Pesticider. Hovedland. 104 sider.
- Hoffmann CC, Baattrup-Pedersen A, Jeppesen E, Amsinck SL & Clausen P. 2006: Overvågning af Vandmiljøplan II Vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. -Faglig rapport fra DMU nr. 576.

- Hoffmann, CC, Nygaard, B, Jensen, JP, Kronvang, B, Madsen, J, Madsen, AB, Larsen, SE, Pedersen, ML, Jels, T, Baattrup-Pedersen, A, Riis, T, Blicher-Mathiesen, G, Iversen, TM, Svendsen, LM, Skriver, J & Laubel, AR (2005): Overvågning af effekten af retablerede vådområder. 4. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. – Teknisk anvisning fra DMU nr. 19. <http://tekniskeanvisninger.dmu.dk>
- Jensen KMB. 2011. Effekten af oversvømmelse og grundvandsudstrømning på ripariske plantesamfund - i nutid og fremtid. MSc Thesis fra Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, 89 s.
- Jobin B, Boutin C & Desgrangers JL 1997. Effects of agricultural practices on the flora of hedgerows and woodland edges in southern Quebec. *Canadian Journal of Plant Science* 77: 293-299.
- Kjær C, Strandberg M, Erlandsen M. 2006 a. Metsulfuron spray drift reduces fruit yield of hawthorn (*Crataegus monogyna* L.). *Sci Total Environ* 356: 228–234.
- Kjær C, Strandberg M, Erlandsen M. 2006 b. Effects on hawthorn the year after simulated spray drift. *Chemosphere* 63: 853–859.
- Kjær J, Rosenbom AE, Brusch W, Juhler RK, Gudmundsson L, Plauborg F, Grant R & Olsen P. 2011. The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland.
- Kleijn D & Verbeek M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37: 256–266. doi: 10.1046/j.1365-2664.2000.00486.x
- Koerselman W & Meuleman AFM. 1996. The Vegetation N:P Ratio: a New Tool to Detect the Nature of Nutrient Limitation. *Journal of Applied Ecology* 33: 1441-1450.
- Kronvang B, Iversen HL., Vejrup, K, Mogensen BM, Hansen A-M & Hansen LB. 2003. Pesticides in Streams and Subsurface Drainage Water within Two Arable Catchments in Denmark: Pesticide Application, Concentration, Transport and Fate. *Pesticides Research* Nr. 69
- Kronvang B, Strøm HL, Hoffmann CC, Laubel A, Friberg N. 2004. Subsurface tile drainage loss of modern pesticides: field experiment results. *Water Science and Technology* 49: 139-148.
- Kuriyama A, Kawai F & Kanamori M. 1994. Influence of the herbicide Oryzalin on the sporophytic morphogenesis of *Equisetum arvense*. *Journal of Plant Physiology*, 143: 353-358.
- Marrs RH & Frost AJ. 1997. A microcosm approach to the detection of the effects of herbicide spray drift in plant communities. *J. Environ. Mgmt* 50: 369–388.
- Marrs RH, Frost AJ & Plant RA 1991. Effects of herbicide spray drift on selected species of nature conservation interest: The effects of plant age and surrounding vegetation structure. *Environmental Pollution* 69: 223-235.
- Marrs RH, Williams C T, Frost A J & Plant RA. 1989. Assessment of the effects of herbicide spray drift on a range of plant species of conservation interest. *Environmental Pollution* 59: 71–86.
- McCune B & Grace JB (with Urban DL) 2002. Analysis of ecological communities. Mjmm Software Design, Gleneden Beach, OR, US.
- McKnight US, Rasmussen JJ, Kronvang B, Bjerg PL & Binning PJ 2012. Integrated assessment of the impact of chemical stressors on surface water ecosystems. *Science of The Total Environment* 427–428: 319–331.
- Milam CD, Bouldin JL, Farris JL, Schulz R, Moore MT, Bennett ER, Cooper CM and Smith S. 2004. Evaluation acute toxicity of metyl parathion application in constructed wetland mesocosms. *Environmental Toxicology* 19:471-479.
- Nilsson B, Refsgaard JC, Dahl M, Møller I, Kronvang B, Andersen HE, Hoffmann CC, Christensen S, Langhoff JH, Rasmussen KR 2003. Hydrokemisk interaktion mellem Grundvand og Overfladevand (HYGRO). En metode til klassifikation af ådale i typeområder. Arbejdsrapport nr. 10 fra Miljøstyrelsen.
- Nygaard B, Ejrnæs R & Baattrup-Pedersen A. 2009a. Vurdering af naturværdier i moser og enge. *Vand og Jord* 16: 78-80.
- Nygaard B, Ejrnæs R, Baattrup-Pedersen A & Fredshavn, JR 2009b: Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 144 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 728. <http://www.dmu.dk/Pub/FR728.pdf>.

- Pedersen MB, Aude E, Tybirk K. 2004. Adskillelse af effekter af herbicider og kvælstof på vegetation og leddyr i hegn og græslandsvegetation. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 87, 103 pp.
- Petersen S, Axelsen JA, Tybirk K, Aude E & Vestergaard P. 2006 Effects of organic farming on field boundary vegetation in Denmark. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 113: 302-306.
- R Development Core Team (2008) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, <http://www.R-project.org>.
- Riemens MM, Dueck T & Kempenaar C 2008. Predicting sublethal effects of herbicides on terrestrial non-crop plant species in the field from greenhouse data. *Environ Pollut* 155: 141–149.
- Riemens MM, Dueck T, Kempenaar C, Lotz LAP & Kropff MJJ 2009. Sublethal effects of herbicides on the biomass and seed production of terrestrial non-crop plant species, influenced by environment, development stage and assessment date. *Environ Pollut* 157:2306–2313.
- Rodgers JH & Dunn A. 1992. Developing design guidelines for constructed wetlands to remove pesticides from agricultural runoff. *Ecological Engineering* 1: 38-95.
- Rowntree JK & Sheffield E. 2005. Growth and development of mosses are inhibited by the common herbicide Asulam. *The Bryologist*, 108, 287-294.
- Rowntree JK, Lawton KF, Rumsey FJ & Sheffield E. 2003. Exposure to Asolux inhibits the growth of mosses. *Annals of Botany* 92: 547-556.
- Rød, L.M. og Ludvigsen, G.H. 2010. Pesticider i grunnvann i jordbrugsområder. Bioforsk Rapport Vol. 5, Nr. 43, 49 s.
- Sciegienka JK, Keren EN, Menalled FD. 2011. Interactions between two biological control agents and an herbicide for Canada thistle (*Cirsium arvense*) suppression. *Invasive Plant Science and Management* 4: 151-158.
- Strandberg B, Mathiassen SK, Bruus M, Kjær C, Damgaard C, Andersen HV, Bossi R, Løfstrøm P, Larsen SE, Bak J & Kudsk P. 2012. Effects of herbicides on non-target plants: How do effects in standard plant test relate to effects in natural habitats? *Pesticide Research* No. 137/2012. Miljøstyrelsen.
- Syversen N & Bechmann M 2004. Vegetative buffer zones as pesticide-filters for simulated surface runoff. *Ecological Engineering* 22: 175-184.
- Thorling L, Hansen B, Langtofte C, Brüsch W, Møller RR, Mielby S & Højberg AL 2011. Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2010. Teknisk rapport, GEUS 2011, 137 s.
- Thorling L, Hansen B, Langtofte C, Brüsch W, Møller RR, Mielby S & Højberg AL 2011. Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2010. Teknisk rapport, GEUS 2011.
- Venables WN & Ripley BD (1997) *Modern applied statistics with S-Plus*. Springer Verlag, New York, US.
- Warsaw AL, Fernandez RT, Kort DR, Cregg BM, Rowe B & Vendervoort C. 2012. Remediation of metalaxyl, trifluralin, and nitrate from nursery runoff using container-grown woody ornamentals and phytoremediation areas. *Ecological Engineering* 47: 254-263.
- Wassen, MJ, Olde Venterink H, Lapshina ED & Tanneberger F. 2005. Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature* 437: 547–550.
- Yannicari M, Tambussi E, Istilart C & Castro AM. 2012. Glyphosate effects on gas exchange and chlorophyll fluorescence responses of two *Lolium perenne* L. biotypes with differential herbicide sensitivity. *Plant Physiology and Biochemistry* 57: 210-217.
- Zuur A, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA & Smith GM. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. 574 pp. Springer, New York.

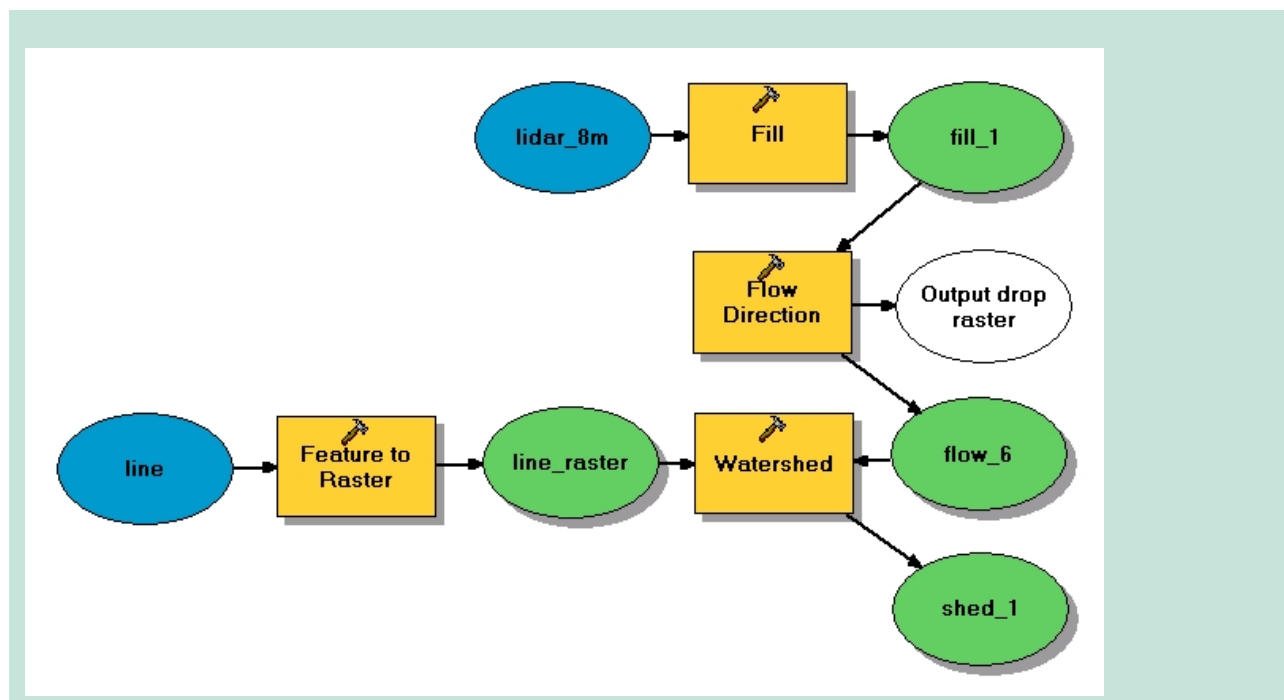
Bilag 1: Analyseprogram for herbicider

Vandprøver				
Varenummer	Parameter	DL µg/l	Akkrediteret	Pris pr. pakke/prøve
MK8270 LC/MS	Glyphosat	0,01	Ja	995
DR221	2,4-dichlorphenol	0,01	Ja	1.000
	2,6-dichlorphenol	0,01	Ja	
	4-chlor-2-methylphenol	0,01	Ja	
	Atrazin	0,01	Ja	
	Bentazon	0,01	Ja	
	Cyanazin	0,01	Ja	
	2,4-D	0,01	Ja	
	Desethylatrazin	0,01	Ja	
	Dichlobenil	0,01	Ja	
	2,6-dichlorbenzamid (BAM)	0,01	Ja	
	Dichlorprop (2,4-DP)	0,01	Ja	
	Demethoat	0,01	Ja	
	Dinoseb	0,01	Ja	
	DNOC	0,01	Ja	

Hexazon	0,01	Ja
Hydroxyatrazin	0,01	Ja
Isoproturon	0,01	Ja
MCPA	0,01	Ja
Mechlorprop (MCP)	0,01	Ja
Metamitron	0,01	Ja
Pendimethalin	0,01	Ja
Simazin	0,01	Ja
Terbutylazin	0,01	Ja
Sediment		
Glyphosat*	Glyphosat*	Glyphosat*
Glyphosat*	Glyphosat*	Glyphosat*
Glyphosat*	Glyphosat*	Glyphosat*
Glyphosat*	Glyphosat*	Glyphosat*
Glyphosat*	Glyphosat*	Glyphosat*

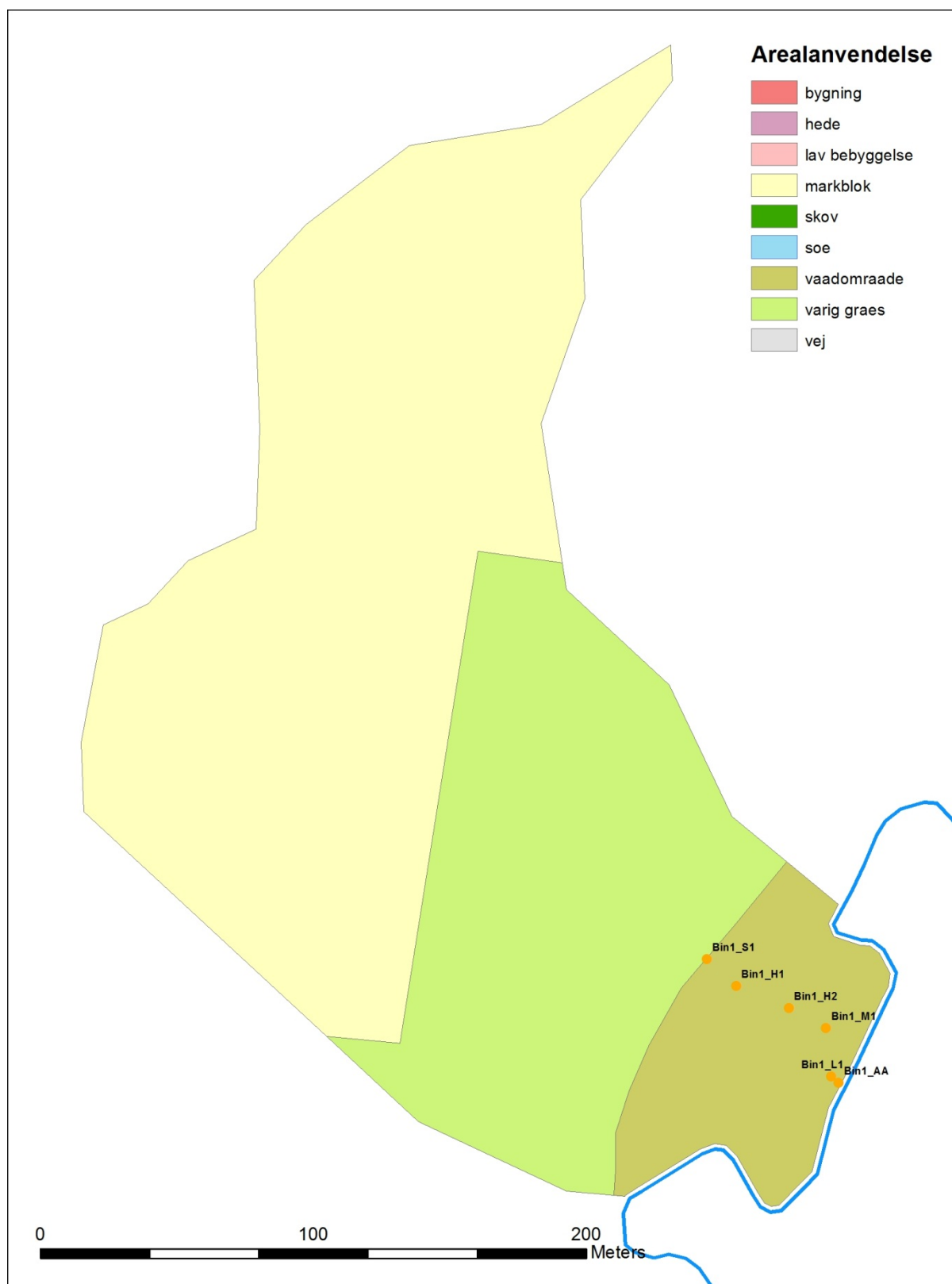
Bilag 2: Lokalitets- og oplandsbeskrivelse i GIS

I løbet af efteråret 2010 er der i felten med Differential GPS foretaget en koordinatfastsættelse og højde (X,Y,Z) af alle etablerede prøvefelter samt piezometerrør ved de 11 udvalgte lokaliteter. Det topografiske opland til hver enkelt strækning af vandløb/ådal er blevet fastlagt vha. ArcGIS's modul Spatial Analyst. Som input er brugt en interpoleret version af den nye Lidar højdemodel med en pixelstørrelse på 8 meter. Først er der kørt en 'Fill' operation til at fylde eventuelle sinks i højdemodellen, derefter er Flow Direction på hver pixel bestemt, hvorudfra oplandet til vandløbsstrækket så er beregnet (figur 1).

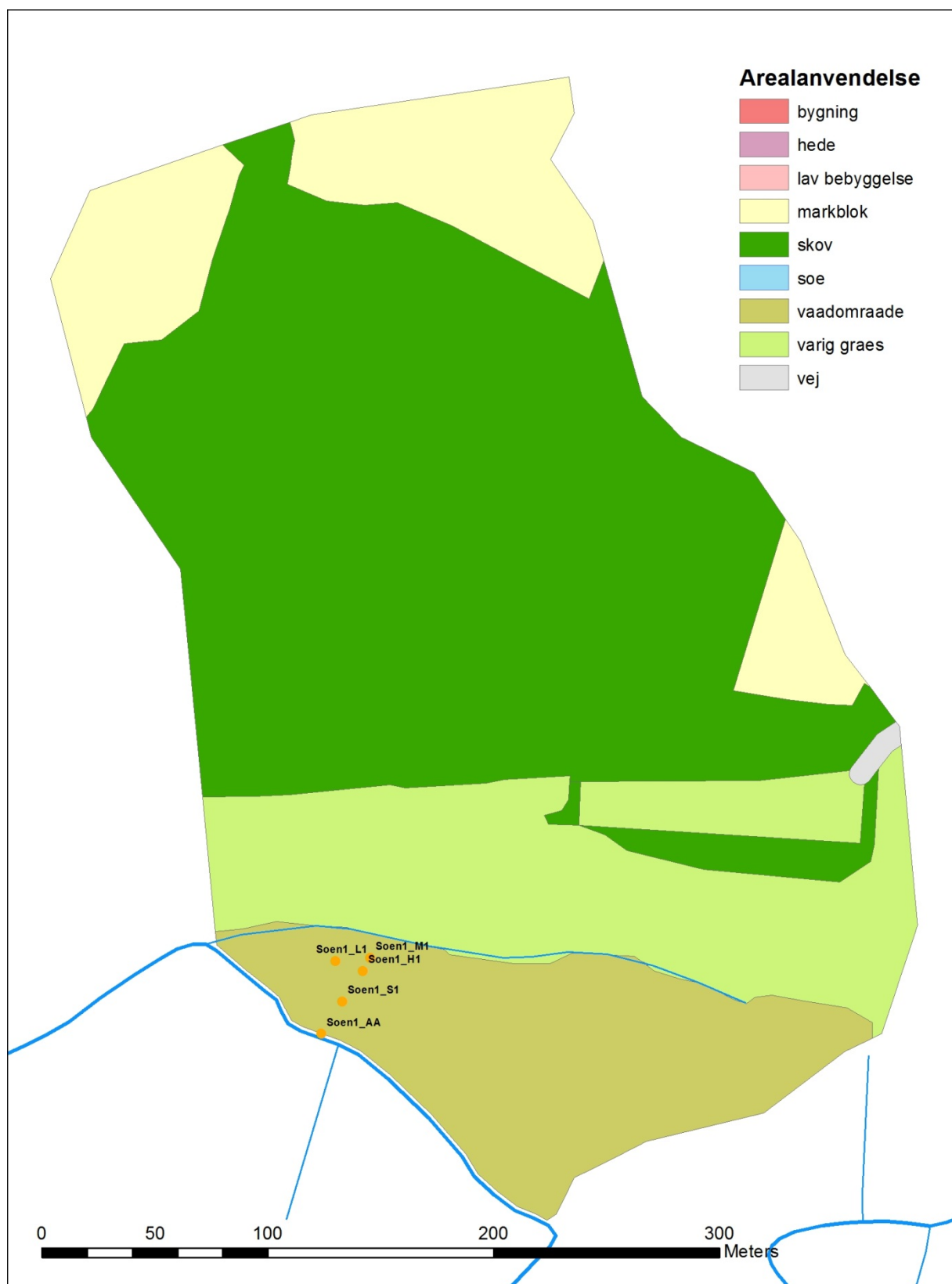


FIGUR 1
MODEL I ARCGIS TIL BEREGNING AF OPLANDE TIL VANDLØBSSTRÆK.

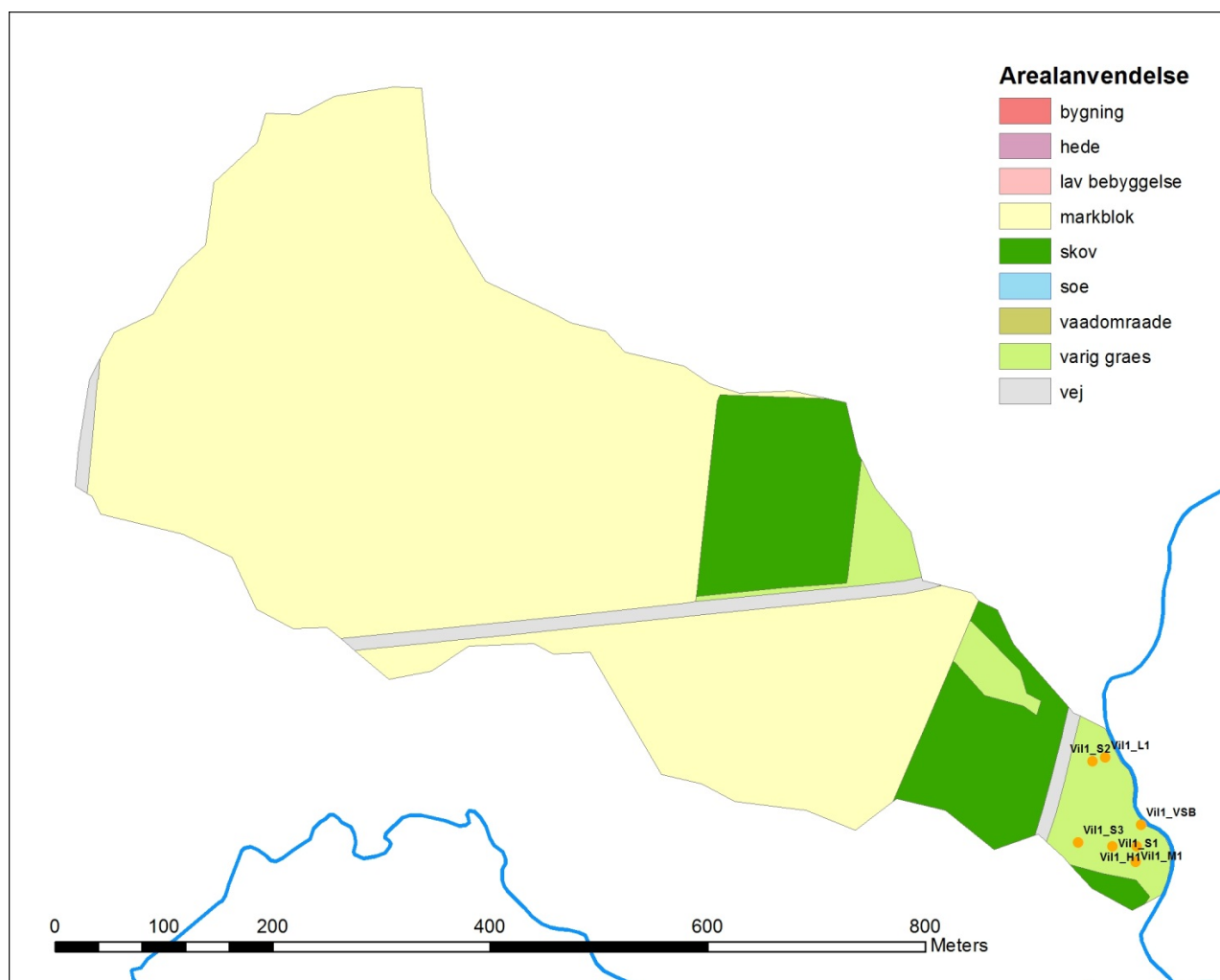
De enkelte lokaliteters oplande er herefter indlagt i GIS sammen de instrumenterede felter (se figur 1).



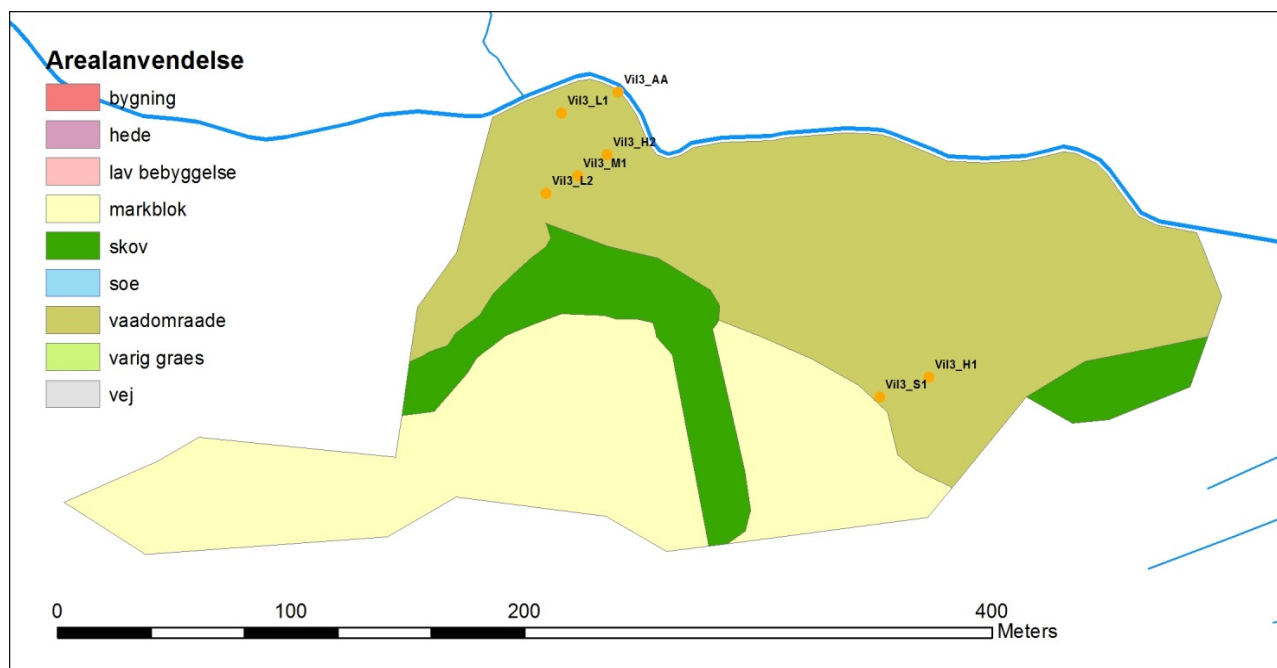
Binnerup lokaliteten med topografisk opland, arealanvendelse og nedsatte nummererede målesteder (piezometer reder).



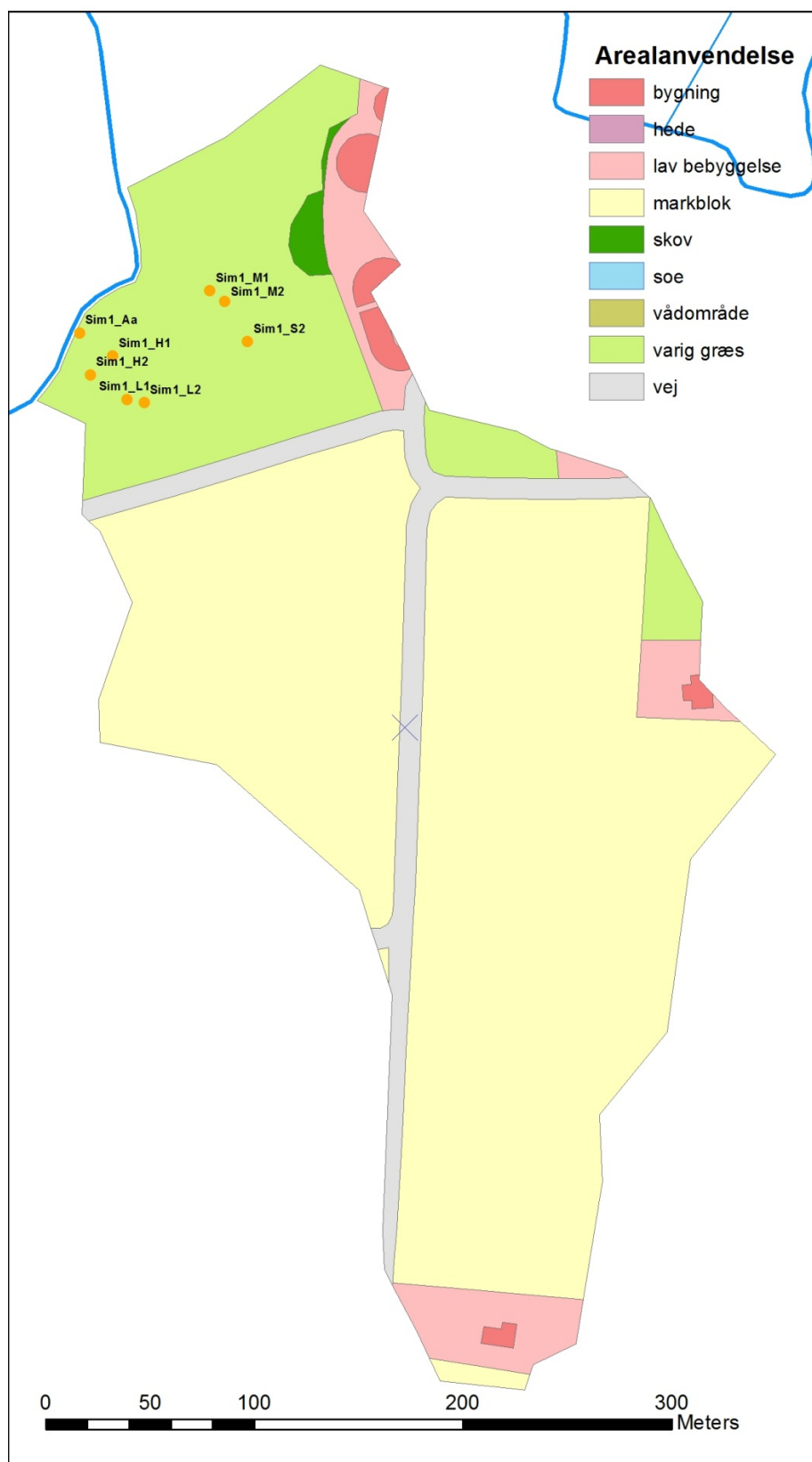
Sønderup lokaliteten med topografisk opland, arealanvendelse og nedsatte nummererede målesteder (piezometer reder).



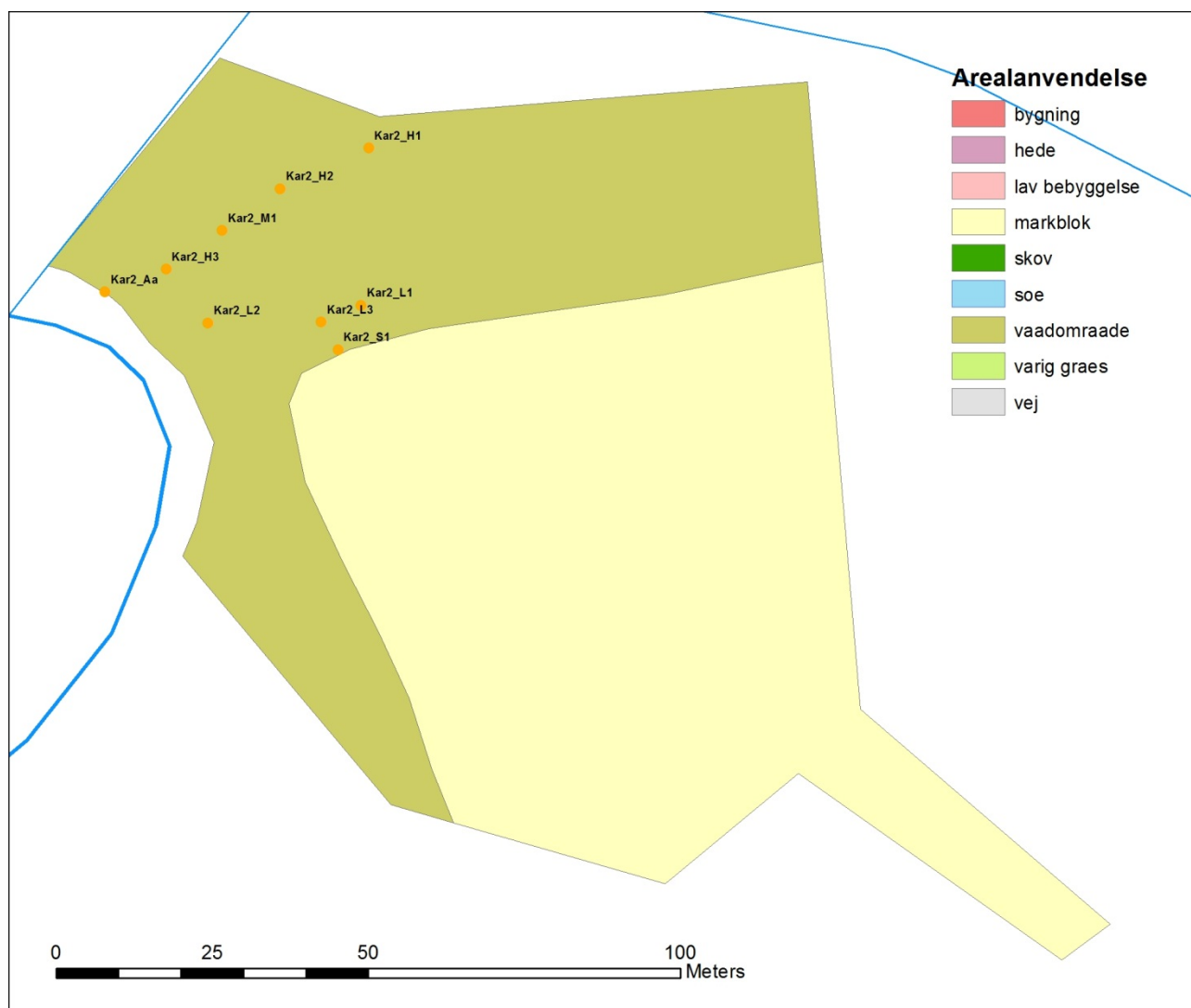
VILLESTRUP 1 LOKALITETEN MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).



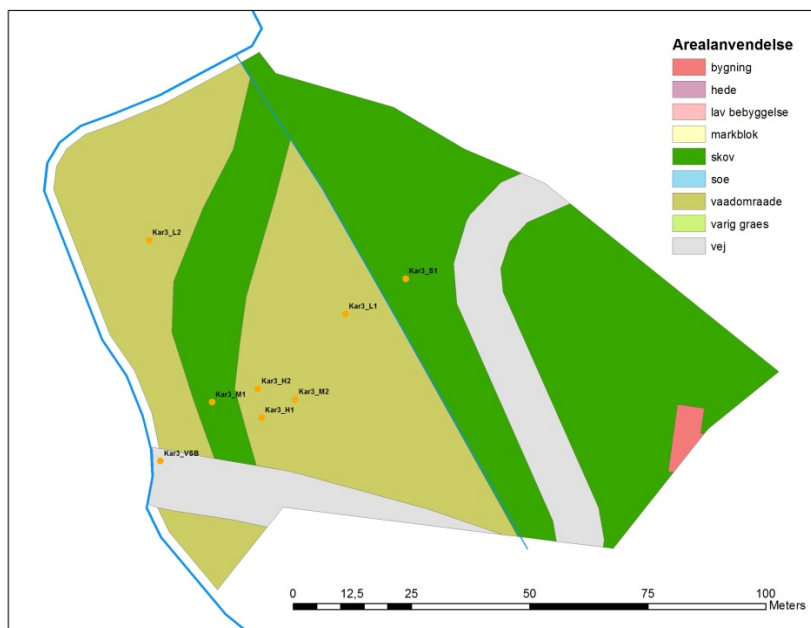
VILLESTRUP 3 LOKALITETEN MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).



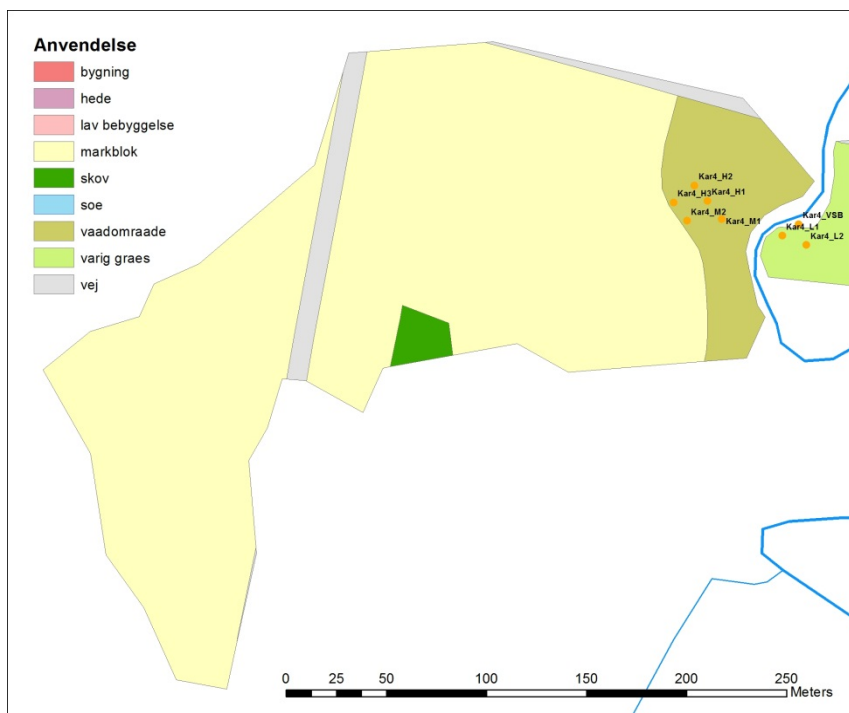
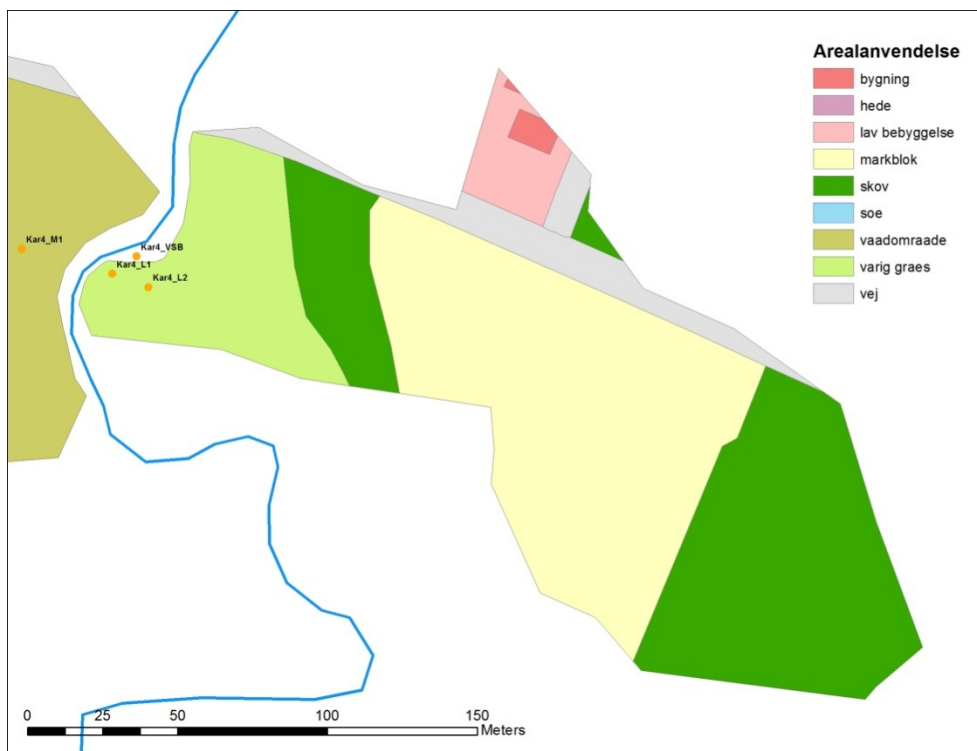
SIMESTED 3 LOKALITETEN MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).



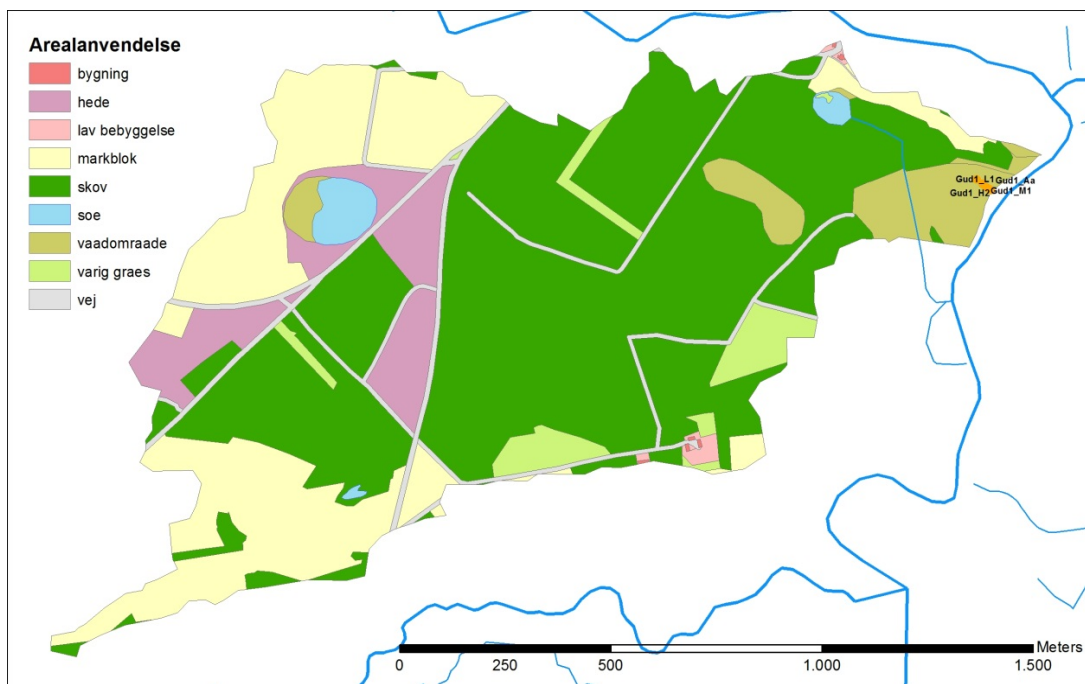
KARUP 2 LOKALITETEN MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).



KARUP 3 LOKALITETEN. ØVERST MED TOPOGRAFISK OPLAND INDLAGT MED STANDARD 8X8 M LIDAR HØJDEMODEL (GULT). NEDERST MED 16X16 M HØJDEMODEL (LYSEBLÅ) OG MED INDLAGTE HØJDEKURVER (RØDE). OPLANDET STRÆKKER SIG YDERLIGERE BAGUD OG INDDRAGER MARKER VED DEN NÆRMERE ANALYSE AF HØJDEKURVERNES FORLØB.



KARUP 4 LOKALITETEN (2 SIDER AF ÅEN) MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).



GUDENÅ LOKALITETEN MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).



KARUP 2B LOKALITETEN MED TOPOGRAFISK OPLAND, AREALANVENDELSE OG NEDSATTE NUMMEREREDE MÅLESTEDER (PIEZOMETER REDER).

Bilag 3: GOI klassificering af lokaliteter

1 Villestrup Å

1.1 Landskabstype

Villestrup Å ligger i et yngre morænelandskab, som indeholder store områder af dødislandskab. På vandløbets nedre del findes aflejringer fra Litorinahavet. Åen falder 1,3 promille i gennemsnit og har meget stejle partier på det øverste og mellemste forløb. Lokaliteten Vil1 er placeret på ca. midt på vandløbet umiddelbart opstrøms tilløbet fra Lundgårds Bæk, mens Vil3 er placeret på vandløbets nedre del umiddelbart ved afgrænsningen af litorinaaflejringerne.

1.2 Ådalstype

1.2.1 Vil1

Ved Vil1 er bredden af ådalssedimenterne ca. 50 m og vandløbet er nedskåret 20-30 m i terrænet. Kalken er terrænnær og observeret ved opsætning af filterrør langs skræntfoden. Transmisiviteten for kalken ved boring DGU 49.386 1,5 km nord vest for lokaliteten er høj ($T = 1,2 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$). Boringerne DGU 49.666 og DGU 49.102 som er placeret 500 m nord for lokaliteten og er filtersat i kalken under ådalen viser en noget lavere transmisivitet ($T = 4 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$). Der er ingen kildeudspring eller mindre tilløb på strækningen, men derimod løber Lundgårds Bæk til Villestrup Å 150 m nedstrøms lokaliteten. Lundgårds Bæk er næsten udelukkende grundvandsfødt og har dermed god kontakt til grundvandsmagasinet. Det betyder at tilstrømningen af grundvand direkte til Villestrup Å ved lokaliteten er begrænset.

Området ved Vil1 klassificeres som ådalstype 4 med direkte kontakt til det regionale grundvandsmagasin. Da der ikke er noget overliggende lerlag kan nitratholdigt vand forventes at løbe til ådalsmagasinet.

1.2.2 Vil3

Ved vil3 er bredden af ådalssedimenterne 200-300 m dog størst på østsiden af vandløbet, modsat lokaliteten. Nedskæringen af vandløbet er ca. 30 m. Også her er kalken tæt på overfladen og udgør det tilgrænsende grundvandsmagasin. Vandforsyningsboringen 49.448 ligger ca. 800 m vest for lokaliteten og indikerer en høj transmisivitet på $2,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Igen klassificeres området som ådalstype 4 med direkte kontakt til det regionale grundvandsmagasin. Da der ikke er noget overliggende lerlag kan nitratholdigt vand forventes at løbe til ådalsmagasinet.

1.3 Strømningsvariant

1.3.1 Vil1

Placeringen af lokaliteten tæt på tilløbet fra Lundgårds Bæk medfører, at der ikke er målbare (mindre) tilløb til Villestrup Å på strækningen. Vandløbet vurderes at have god direkte kontakt til grundvandsmagasinet gennem grovkornede sedimenter i den hyporheiske zone. Vandløbets store fald vil givetvis forhindre finkornede sedimenter i at aflejres på vandløbsbunden. Nogen diffus udstrømning finder sted i rigkærsområdet. Området er ikke drænet.

TABEL 4: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN VIL1 PÅ VILLESTRUP Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	20 %	0 %	80 %	0 %

1.3.2 Vil3

Lokaliteten Vil3 ligger på den nedre del af Villestrup Å ved grænsen for udbredelsen af Littorina-aflejringerne, hvilket vurderes at have indflydelse på strømningsfordelingen på lokaliteten. Det er iøjnefaldende, at der indenfor 500m opstrøms for lokaliteten langs dens vestlige bred findes 3 mindre kildevæld, som leverer sammenlagt 14 L s⁻¹ (målt sept. 2010), Figur 19, mens der ingen tilløb er nedstrøms lokaliteten. Selve rigkærslokaliteten er ikke tydeligt påvirket af trykvand og vandstandsdataene indikerer heller ikke et væsentligt overtryk mellem dyb og kort boring. Tørven er forholdsvis lavpermeabel (K=20 cm d⁻¹ i H2-25) og lavere i dybden (K=4,4 cm d⁻¹ i H2-150) og skræntørret L2-140 ser heller ikke ud til at have kontakt til et grundvandsmagasin (K=11 cm d⁻¹). Nedstrøms lokaliteten er ådalen drænet, men drænene har umiddelbart ingen kontakt til grundvandet og deres funktion begrænser sig til at lede vand væk fra overfladen. Der har ikke været målbar vandbevægelse i september 2010.

Tabel 5 viser den estimerede fordeling af grundvandets udstrømning på en 1 km strækning af ådalen. Denne er i dette tilfælde noget forskellig fra rigkæret isoleret set. Kildeudspringene er her anført som Q2 da de har nogen kontakt med ådalsedimenterne. Vandet har dog ikke tilstrækkelig opholdstid til at det har nogen betydning for fjernelse af kvælstof.

TABEL 5: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN VIL3 PÅ VILLESTRUP Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	10 %	70 %	10 %	10 %

2 Simested Å

2.1 Landskabstype

Simested Å er ca. 55 km lang og gennemløber et yngre morænelandskab. Åen udspringer fra samme område som Lindenborg Å og løber herfra mod sydvest og udmunder i Hjarbæk Fjord. Fra udspringet af vandløbet består ådalen af tunneldalsaflejringer, dernæst gennemløbes et hedesletteområde. Fra den nederste halvdel ved Aalestrup, hvor projektlokaliteten Sim1 findes, består ådalen igen af tunneldalsaflejringer og på det nederste løb findes aflejringer fra Littorinahavet. Vandløbets gennemsnitlige hældning er 0,8 promille, Figur 21. Faldet er stort på den øverste strækning og mindst på hedesletten opstrøms Aalestrup. Fra lokaliteten til Hjarbæk fjord er den gennemsnitlige hældning ca. 0,5 promille. Kalken ligger mere end 100 under terrænoverfladen på hele forløbet opstrøms lokaliteten og kan således kun forventes at bidrage med alkalinitet til de dybe grundvandsforekomster.

2.2 Ådalstype

Bredden af ådalsmagasinet er ca. 60 m. Der er et relativt stejlt relief og en nedskæring på 8 m tættest på vandløbet, mens nedskæringen i forhold til den del af landskabet, som aldrig har været påvirket af vandløbet/tunneldalen er ca. 30 m. Tunneldalsaflejringerne har en bredde på 450 m. jf. landskabskortet.

Aalestrup Vandværk indvinder vand fra boringen DGU 48.978 ca. 500 m nord for vandløbet nær lokaliteten [Geologisk profil 3, Simested Å]. Der indvindes fra et lag af sand og grus ca. 25 meter under ådalen. Dette vandførende lag er overlejret af lerede aflejringer. Transmissiviteten for grundvandsmagasinet, som forsyner vandværket er høj, $T=3,6 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$. Afstrømningen til Simested å er gennemsnitligt $10,5 \text{ L/s/km}^2$ [Nordjyllands Amt, 2006] og oplandsbredden mod syd er ca. 1000 m. Der er imidlertid ikke nogle væsentlige tilløb til vandløbet fra sydsiden på den aktuelle delstrækning (1 km). Potentialekortet indikerer en god kontakt mellem vandløbet og det primære grundvandsmagasin fra nordsiden af vandløbet, mens der tilsyneladende er en begrænset grundvandstilstrømning fra syd, hvor lokaliteten er placeret.

Ådalen klassificeres som en type 2, som er karakteriseret ved relativt stabil grundvandstilstrømning med reduceret nitratfrit grundvand. Dette baseres på en antagelse om at lerlaget, som er observeret over grundvandsmagasinet i boring DGU 48.978, er sammenhængende i et større område. Dette kan ikke umiddelbart bekræftes eller afkræftes af de tilgængelige geologiske oplysninger.

2.3 Strømningsvariant

Et markdræn 100 m vest for lokaliteten udledte i september $1,7 \text{ L s}^{-1}$ og der er observeret et diffust udstrømningsområde umiddelbart vest for det monitorerede rigkærsområde uden synlig vandbevægelse på overfladen. Fra det diffuse udstrømningsområde er skønnet en udstrømning som er maksimalt $0,5 \text{ L s}^{-1}$. Det er ikke indtrykket at ådalens sydside er præget af en stor grundvandsudstrømning generelt, bortset fra mere lokale udsivningsområder omkring rigkæret. Slugtests indikerer at tørven er relativt lavpermeabel i overfladen ved H2-25 ($K = 24,5 \text{ cm d}^{-1}$) og mere lavpermeabel i dybden ved H2-135 ($K = 8,1 \text{ cm d}^{-1}$). Skræntørret S2-123 er tilsyneladende placeret i en leret aflejring med lav hydraulisk ledningsevne ($K = 1,1 \text{ cm d}^{-1}$). Hvis S2-123 kan ses som repræsentativ for den tilgrænsende hydrologiske enhed, som ligger over grundvandsmagasinet så vil udstrømningen til ådalen og rigkærsområdet være domineret af lokalt grundvand og overfladevand fra de tilgrænsende arealer. De grundvandskemiske prøver fra piezometerør på lokaliteten viser et middelhøjt calcium indhold og alkalinitet og et højt indhold af magnesium.

Tabel 6 viser den estimerede fordeling af det udstrømmende grundvand for ådalen ved lokaliteten. Den direkte udstrømning til bunden af vandløbet vurderes at være begrænset pga. lerlaget over grundvandsmagasinet og af samme årsag vurderes den diffuse udstrømning gennem ådalsmagasinet at udgøre en begrænset andel af grundvandsudstrømningen.

TABEL 6: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN SIM1 PÅ SIMESTED Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	15 %	40 %	5 %	40 %

3 Sønderup Å

3.1 Landskabstype

Sønderup Å ligger i et større sammenhængende område af yngre moræne landskab. Lokaliteten Soen1 er placeret på vandløbets nedre del ca. 4 km fra udløbet til Halkær Bredning. Vandløbets gennemsnitlige fald er 0,97 promille mens den på den nedre del er ca. 0,7 promille.

3.2 Ådalstype

Bredden af ådalsmagasinet er 150 m og nedskæringen er 30-50 m. Grundvandspotentialekortet viser at potentialelinierne er kraftigt afbøjet af vandløbet, hvilket indikerer en stor kontakt mellem vandløbet og det regionale grundvandsmagasin. Kalken i området ligger ca. 50 meter under terrænkoten, som er 4,6 meter over havet. Dermed er der umiddelbart ingen direkte udstrømning fra kalkmagasiner og grundvandsmagasinet udgøres overvejende af moræneaflejringer, som kan have vekslende permeabilitet. Pumpetest i vandforsyningsboringerne DGU 40.1161 og DGU 40.388 viser en transmisivitet for grundvandsmagasinet på henholdsvis 5×10^{-4} m²/s og 8×10^{-4} m²/s og er filtersat i henholdsvis skrivekridt og smeltevandssand. De to boringer er placeret ca. 1 km fra lokaliteten og udgør det bedste tilgængelige bud på grundvandsmagasinet's hydrauliske egenskaber. Dermed forventes et grundvandsmagasin, som er relativt højpermeabelt, svarende til sandede aflejringer med begrænset indhold af ler og silt. Et geologisk profil viser at boringer nord for vandløbet indeholder vekslende lag af sand, silt og ler i de øverste 70 meter og herunder kalk, [Geologisk profil 2 Sønderup Å].

Middelfaststrømningen til Sønderup Å (Vegger Bro st.) er 11,3 L/s/km² [Nordjyllands Amt, 2006]. Oplandsbredden mod nord er ca. 1 km og der kan således forventes en tilstrømning i størrelsesordenen 11 L/s til vandløbet på en strækning på 1 km ved lokaliteten.

Ådalen kategoriseres som ådalstype 4, som er kendetegnet ved en stor og stabil grundvandstilstrømning og god kontakt til et regionalt grundvandsmagasin med en blanding af nitratholdigt og nitratfrit grundvand.

3.3 Strømningsvariant

Der er observeret en væsentlig udstrømning fra en kilde vest for lokaliteten og en mindre bæk øst for lokaliteten indenfor 1 km af vandløbsstrækningen. Samlet blev der i september 2010 målt 7,5 L/s i 4 punkter, som det er vist på Figur 14. Over halvdelen af grundvandsudstrømningen vandløbet foregår derfor som overfladisk afstrømning uden kontakt til ådalssedimenterne.

På denne lokalitet er rigkæret delvist afskåret fra udstrømmende grundvand på grund af grøften, som er placeret umiddelbart nord for rigkærsområdet langs med skræntfoden. Grøften afskærer rigkæret fra overfladisk afstrømning af grundvand såvel som regnvand fra skræntområdet mod nord. Der er en mindre opadrettet hydraulisk gradient i rigkæret baseret på vandstandsdata fra piezometerrørene H1-25 og H1-150. Slugtest fra H1-25 indikerer en lav hydraulisk ledningsevne ($K=2,8$ cm d⁻¹) i tørven og det vil på den baggrund være en meget begrænset mængde grundvand der kan presses op nedefra. Rigkæret vurderes således primært at være regnvandsfødt og oversvømmes periodevis af vandløbet. Der forventes ingen væsentlig infiltration fra drængrøften og gennem rigkæret mod vandløbet, dels pga. den lave hydrauliske ledningsevne i tørven og dels fordi vandstanden i drængrøften formentlig kun er marginalt højere end vandstanden i vandløbet.

Tabel 7 viser den estimerede fordeling af det udstrømmende grundvand for ådalen ved lokaliteten. Udstrømning fra kildevæld og mindre bække er angivet som Q4 da disse, ligesom drænafstrømningen, løber gennem ådalen uden at være i kontakt med ådalssedimenterne.

TABEL 7: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN SOEN1.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	20 %	10 %	20 %	50 %

4 Binderup Å

4.1 Landskabstype

Binderup Å's øverste del starter i en issølavning og åen gennemløber derefter et større sammenhængende område af yngre moræne landskab. Den prækvartære overflade i form af kalk ligger tæt terræn på hele den nedre halvdel af Binderup Å. Lokalt ligger ca. 12 km fra åens udspring og 10 km fra udløbet. Den gennemsnitlige hældning på vandløbet er 1,1 promille og åens stejleste strækning findes umiddelbart nedstrømnings lokaliteten, Figur 21.

4.2 Ådalstype

Bredden af ådalen ved lokaliteten er 75 m og ådalen har et stejlt relief med en nedskæring på ca. 25 m.

Det primære grundvandsmagasin vurderes at være kalk og vandindvindingsboringer nær ådalen viser at kalken er overlejret af skiftende lag af moræne sand og ler. Disse lag kan virke afskærende for den direkte kontakt mellem vandløbet og grundvandsmagasinet. I DGU boringerne 33.592 og 33.694 er en gennemsnitlig transmisivitet på $7 \times 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ bestemt på baggrund af prøvepumpningsdata. Boringerne er filtersat i den øvre del af kalken omkring kote 0.

Transmisiviteten af kalken er lavere end hvad man ofte finder i sprækket kalk, men dog højere end hvad man kan forvente i de overliggende ådalsedimenter. Det geologiske profil på tværs af ådalen viser vekslende sand og lerlag af 20-50 meters tykkelse oven på kalken som vurderes at udgøre det primære grundvandsmagasin [Geologisk profil 1]. På grund af den delvise afskæring fra kalkmagasinet klassificeres ådalen som en type 2, som er karakteriseret ved relativt stabil grundvandstilstrømning med reduceret nitratfrit grundvand. Dog er det ikke muligt at afgøre om de vekslende sandlag og lerlag over kalken er sammenhængende. I modsat fald vil området være en ådalstype 4, som er karakteriseret ved en meget stor og stabil tilstrømning af grundvand, der indeholder nitrat i større eller mindre koncentrationer. Afstrømning til Binderup Å er ca. $10 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ [Nordjyllands Amt, 2006]. Bredden er omlandet vinkelret på vandløbet er ca. 350 m ved lokaliteten, hvilket giver en udstrømning på 3,5 L/s langs 1 km vandløb.

4.3 Strømningsvariant

Lokaliteten ligger i et tydeligt udstrømningsområde for grundvand. På en 1-km strækning med lokaliteten som midtpunkt er der observeret 8 udstrømningsområder ovenfor skræntfoden udstrømningsområder hvoraf de 3 har været målbare. I september 2010 blev der målt ca. 2 L/s sammenlagt i disse udstrømningsområder som angivet på Figur 13. Vandprøver fra piezometerrør i ådalen viser et meget højt indhold af calcium (140 mg/l) ved skræntfoden (Bin1-S1-304), hvilket klart indikerer en direkte kontakt med kalkmagasinet.

Trykniveauobservationer i et dybt og et kort piezometerrør indikerer en konstant opadrettet trykforskel på 5-10 cm, Figur 3. Den opadrettede strømning i ådalen medfører at vandet i tørvepakken primært vil bestå af grundvand, og at der kun vil finde en begrænset opblanding med regnvand og overfladevand sted. Der er ikke foretaget dræning af ådalen på lokaliteten. Ca. 50 m opstrøms for centrum af lokaliteten er der et område, hvor overfladisk afstrømning fra de tilgrænsende marker finder sted. Dette ses tydeligt ved inspektion af området og på ortofotos i form af en grøn kile med blød bund. I Ådalen nedenfor denne kile er bevoksningen domineret af tagrør.

Det vurderes imidlertid ikke at tilsvarende overfladisk afstrømning finder sted til selve rigkørsområdet, hvor piezometer-rederne er opstillet.

Det dybe skræntør Bin1-S1-304 har kontakt til at højpermeabelt magasin med en hydraulisk ledningsevne som er i størrelsesordenen $7\text{e-}5$ m/s. Den hydrauliske ledningsevne for ådalssedimenterne er estimeret til $4\text{e-}6$ m/s på baggrund af slugttest i boringen Bin1-H2-25. Dette er tilstrækkeligt til at en ikke ubetydelig vandmængde kan strømme gennem tørven vertikalt og horisontalt. Den observerede vertikale trykforskel på 5-10 cm ville give anledning til en grundvandsudstrømning på ca. $2,5\text{-}5$ L s^{-1} langs en strækning på 1 km af vandløbet. I denne meget forsimplede udregning er det antaget at det opadrettede tryk findes i en 20 m bred zone langs med skræntfoden og at tykkelsen af tørven er 1.5 meter i gennemsnit.

Tabel 8 viser den estimerede strømningsfordeling jf. GOI typologien [Dahl, M. et. al., 2004]. Det er vurderet at den diffuse strømningskomponent, hvor grundvandet har stor kontakt til ådalssedimenterne, er dominerende. Udstrømningen af grundvand vil finde sted i hele ådalens tværsnit dog primært tæt på skræntfoden. Vandstandsloggerne har endnu ikke data fra en sommerperiode med stor fordampning, men det er forventningen, at vandstanden på lokaliteten vil være terrænnær selv i varme og tørre perioder. Tabel 8 angiver den estimerede strømningsfordeling for grundvandets vej til vandløbet jf. GOI typologiens trin 3, [Dahl, M. et. al., 2004].

TABEL 8: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN BIN1.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	60 %	20 %	20 %	0 %

5 Karup Å

5.1 Landskabstype

De 4 lokaliteter på Karup Å er placeret på en større hedeslette. Ved Kar3 og Kar4 er hele oplandet omfattet af hedesletten, mens oplandet til Kar2, Kar2b kan omfatte et dødislandskab. Karup Å er 60 km lang og hældningen er 0,6 promille i gennemsnit, Figur 21. Omkring lokaliteternes placering på hedesletten 20-30 km fra udløbet er hældningen ca. 0,4 promille. Middelfaststrømningen til Karup Å er $12,2$ L s^{-1} km^2 [Ovesen et. al. 2000].

5.2 Ådalstype

5.2.1 Kar2 og Kar 2b

Kar2 og Kar2b ligger ca. 20 km fra udløbet af Karup Å. Smeltevandssletten snævrer her ind til en bredde på ca. 3 km og er nedskåret ca. 20 meter i terrænet. Selve ådalens tørveaflejringer har her en bredde på 300-400 m og ligger 5-10 meter lavere end det tilgrænsende opland. Det geologiske profil [Geologisk profil 6] udtrukket fra jupiterdatabasen viser som forventet overvejende grovsandede aflejringer med mindre indslag af finsand, ler og silt. Prøvepumpningsresultater for vandindvindingsboringen DGU 65.1038 viser en transmisivitet på $T=3,2\text{e-}3$ m^2 s^{-1} , hvilket indikerer grovsandede og højpermeable aflejringer. Denne transmisivitet er meget tæt på værdien vandindvindingsboringer ved de øvrige lokaliteter på Karup Å. Drængrøfter afvander rigkørsområderne ved både Kar2 og Kar2b. Der er ingen naturlige tilløb til vandløbet fra østsiden ved de 2 lokaliteter. Selvom Kar2 og Kar2b er placeret på den nedre del af Karup Å er vandløbet har vandløbet her større relief en de opstrøms lokaliteter på Karup Å. Der forventes en væsentlig

grundvandstilstrømning og ådalen kategoriseres som ådalstype 7, hvor ådalsmagasinet har kontakt til det regionale grundvandsmagasin med en relativt stor og stabil tilstrømning af grundvand.

5.2.2 Kar 3

Kar 3 er placeret ved Haderup Ås udløb til Karup Å. Dette vanskeliggør en egentlig karakterisering af ådalen. Der kan ikke forventes en stor grundvandstilstrømning på lokaliteten pga. denne placering og oplandet til rigkærsområdet vil have en meget lille udstrækning. Relieffet til oplandet er praktisk taget ikke eksisterende og ådalen klassificeres på denne baggrund som ådalstype 8, med en begrænset grundvandstilstrømning.

5.2.3 Kar 4

Karup Å løber her på en bred smeltevandsslette. Ådalens relief til smeltevandssletten er ca. 7 m og bredden af ådalsaflejringerne er blot ca. 100-150 m. Transmissiviteten af grundvandsmagasinet er undersøgt i vandindvindingsboringen DGU 65.1093 og gav $T=2,7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2 \text{ s}^{-1}$ hvilket bekræfter at området er domineret af grovsandede sedimenter. Ådalen er ikke drænet og der er ingen tilløb fra vestsiden på denne vandløbsstrækning. Ådalen kategoriseres som ådalstype 8 pga. det lille relief til oplandet. Grundvandstilstrømningen er forventeligt mindre end ved Kar2 og Kar2b, men større end Kar3.

5.3 Strømningsvariant

5.3.1 Kar2

Umiddelbart nord for lokaliteten Kar2 findes en grøft, som går vinkelret på Karup Å og som afvander området hvor rigkæret er placeret. Grundvandsudstrømningen til rigkæret kommer primært fra sydøst pga. de topografiske forhold. Der er i drængrøften nord for rigkæret observeret en betydelig vandføring på ca. 10-15 L s⁻¹ 28. september 2010 og 4. april 2011. Begge dage er der faldet få mm nedbør i perioden 3 dage forinden. Grøften vurderes således at have kontakt til grundvandsmagasinet. I rigkærsområdet er den hydrauliske ledningsevne for tørven lav, henholdsvis 9,4 cm d⁻¹ og 1,5 cm d⁻¹ for fundet ved slugtest i piezometerrørene H3-25 og H3-169. Det tillader kun små vandmængder at strømme vertikalt eller horisontalt gennem tørven. Udstrømmende grundvand fra området ved skræntfoden vil sandsynligvis løbe i- og på overfladen af tørven og der er da også observeret overfladisk afstrømning ved alle besøg på lokaliteten. Oplandet til Karup Å er ca. 5 km bredt ud for lokaliteten og tilstrømningen på en strækning på 1 km vil være i størrelsesordenen 30-60 L s⁻¹, hvis den gennemsnitlige afstrømning til vandløbet anvendes. Rigkærsområdet vil kun være en meget lille del af dette opland. Der er beregnet et topografisk opland til rigkæret på 1,4 ha svarende til en vandmængde på knap 2 L s⁻¹. På ådals-skala vurderes strømningsfordelingen at følge værdierne i Tabel 9.

TABEL 9: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN KAR2 PÅ KARUP Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn/bæk)
Estimeret strømningsfordeling	10 %	20 %	20 %	50 %

5.3.2 Kar 2b

Ved Kar2b går en der en drængrøft langs med skræntfoden som delvist afvander området. Drængrøften er meget tilgroet kun begrænset aktiv. Vandføringen i denne er ikke målt. Ved skrænten på lokaliteten er der et tydeligt diffust udstrømningsområde og det er

opfattelsen at vandet som kommer op til overfladen ved skrænten siver ud gennem det øvrige rigkærsområde. Vandstanden i piezometerrøret H1-140 viser trykvand et pænt stykke over terræn niveau og tørven er generelt fundet at være relativt højpermeabel på lokaliteten. I røret H2-25 er målt en konduktivitet på $K=191 \text{ cm d}^{-1}$ og i det dybe rør H2-318 er målt 102 cm d^{-1} . Vandstandsmålingene i piezometerrørene H2-25 og H2-318 viser at trykniveauet er højere i overfladen end i dybden, Figur 6. Dermed kan grundvand ikke strømme til nedefra, men området H2 vurderes at blive forsynet fra grundvand fra udsivningsområdet ved skræntfoden.

TABEL 10: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN KAR2B PÅ KARUP Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn)
Estimeret strømningsfordeling	30 %	20 %	30 %	20 %

5.3.3 Kar 3

Ved Karup 3 vurderes grundvandsudstrømningen at være meget begrænset. Der går en drængrøft øst for rigkærsområdet langs med Haderup Å, men der har ikke været synlig vandbevægelse i denne ved feltbesøgene. Tørven i området er lavpermeabel jf. sluttestresultaterne i Tabel 12. Vandstandsdataene, Figur 7, viser et lille overtryk fra det dybe til det kort rør, men ikke noget som føre til en signifikant udstrømning grundet den lave hydrauliske ledningsevne i tørven. Der er ikke lavet en vurdering af strømningsfordelingen på denne lokalitet

5.3.4 Kar 4

Karup 4 er specielt hydrologisk fordi det er domineret af drænudstrømning fra det tilstødende landbrugsareal. Et drænrør er ført ud fra marken og leder store vandmængder til rigkæret. I september 2010 blev vandføringen målt til 3 L s^{-1} , hvilket er meget for det relativt lille rigkærsområde. Vandstandsdataene afslører da også at området er konstant oversvømmet og at vandstanden i overfladen er 10-20 cm højere end trykket i dybden, Figur 8. De grundvandskemiske analyser afslører imidlertid ingen væsentlige forskelle i vandets sammensætning i forhold til de øvrige lokaliteter på Karup Å. Rigkæret er domineret af denne drænudstrømning som ledes ud over ådalssedimenterne, mens Tabel 11 angiver den estimerede udstrømningsfordeling på en 1 km strækning ved lokaliteten.

TABEL 11: ESTIMERET FORDELING AF UDSTRØMNINGSKOMPONENTER FOR GRUNDVAND I ÅDALEN VED LOKALITETEN KAR4 PÅ KARUP Å.

	Q1 (diffus)	Q2 (overfladisk)	Q3 (direkte)	Q4 (Dræn/bæk)
Estimeret strømningsfordeling	20 %	30 %	50 %	0 %

6 Gudenåen

6.1 Landskabstype

Lokaliteten på Gudenåen ligger nord for Mossø og syd for et større tilløb fra Salten Å og den er placeret på et større hedesletteparti omgivet af yngre moræneaflejringer. Gudenåens fald er 4,7 promille i gennemsnit. Lokaliteten ligger på den øverste del af det flade hedesletteområde, hvor hældningen er blot 1,2 promille, Figur 21.

6.2 Ådalstype

Den aktuelle delstrækning af vandløbet ligger i et kryds mellem flere ådale og det er dermed vanskeligt at definere ådalens morfologi. Et stort fladt engområde grænser op til vandløbet på vest siden og der er ikke noget skarpt relief til oplandet mod sydvest. På den baggrund er ådalen en type 8 eller 9. De geologiske oplysninger i Jupiter Databasen er meget begrænsede. Boring DGU 97.840 viser overvejende sandede aflejringer fra kote 25 til kote 10 og transmisiviteten på baggrund af prøvepumpningsdata er beregnet til $T=3,1 \text{ e-3 m}^2/\text{s}$ og dermed er grundvandsmagasinet relativt højpermeabelt.

6.3 Strømningsvariant

Da der praktisk taget ikke eksisterer et relief til oplandet ved lokaliteten er mulighederne for trykvand meget begrænsede. Slugtest i tørveaflejringerne antyder desuden en lav hydraulisk ledningsevne i overfladen, men til gengæld nogen vandføringsevne i 2,3 meters dybde under ådalssedimenterne. Vandstandsdataene, Figur 4 viser et lille overtryk i september måned, hvorefter den dybe og den korte logger viser omtrent samme tryk. Det er sandsynligt at fordampningen fra området om sommeren vil kunne forårsage en opadrettet trykgradient, som medfører en tilstrømning af grundvand fra det underliggende sandmagasin. I vinterhalvåret samt i perioder med nedbør vil regnvand og overfladevand fra Gudenåen sandsynligvis være dominerende i rigkæret. Der er ikke målt på komponenter af udstrømningen ved denne lokalitet og grundvandstilstrømningen på delstrækningen vurderes at være meget begrænset. Derfor angives ingen strømningsfordeling. De grundvandskemiske analyser fra lokaliteten viser et markant lavt indhold af magnesium og flere øvrige grundvandskomponenter, Tabel 19.

6.4 Slugtests

TABEL 12: HYDRAULISK LEDNINGSEVNE (CM D⁻¹) ESTIMERET VED SLUGTESTS I ET DYBT ET KORT OG ET SKRÆNTRØR FOR HVER LOKALITET. BOUWER RICE METODEN FOR ET DELVIST PENETRERET, FRIT MAGASIN ER ANVENDT VED ALLE ANALYSERNE. PARENTESERNE ANGIVER RØRENS ID.

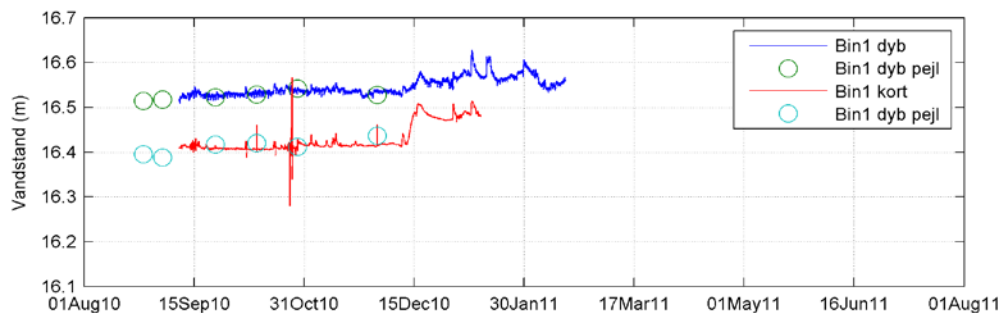
Lokalitet	Kort rør (tørv)	Dybt rør (tørv/gytje/tilgrænsende enhed)	Skrænt rør (Tilgrænsende enhed)
Bin1	33 (H2-25)	-	605 (S1-304)
Sim1	23 (H2-25)	8,1 (H2-135)	1,0 (S2-123)
Vil1	7,8 (H1-25)	71 (H1-141)	1,4 (S3-130)
Vil3	20 (H2-25)	4,4 (H2-150)	11 (L2-140)
Søn1	17 (H1-25)	2,6 (H1-150)	-
Kar2	9,4 (H3-25)	1,5 (H3-169)	-
Kar2b	191 (H2-25)	102 (H2-318)	10 (S1-140)
Kar3	4,2 (H2-25)	2,9 (H2-176)	-
Kar4	81 (H1-25)	507 (H1-180)	-
Gud1	2,7 (H2-25)	73 (H2-230)	-

6.5 Transmisiviteter i vandforsyningsboringer

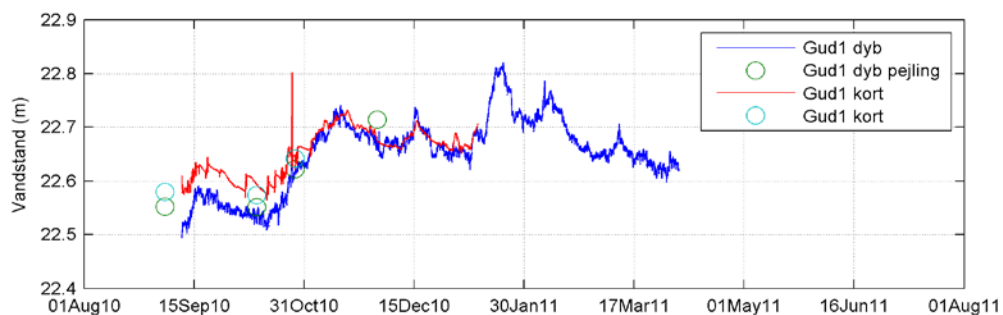
TABEL 13: PARAMETRE ANVENDT VED BEREGNING AF TRANSMISIVITETER FOR DET TILGRÆSENDE GRUNDVANDSMAGASIN. DATA STAMMER FRA JUPITERDATABASEN UNDTAGEN FOR BIN1-S1-304. VED SIDSTNÆVNTE ER PUMPNING FORETAGET FREM FOR ALM. SLUGTEST I PIEZOMETERRØRET.

DGU. nr. / ID	Pumpeydelse [m ³ /h]	Pumpetid [h]	Sænkning [m]	Boringsdiameter [mm]	Magasintal, S [-]	Transmisivitet [m ² /s]
40.1161 Søn1	4,5	120	2,7	160	0,1	4,4E-04
40.388 Søn1	7,2	57	2,8	160	0,1	6,6E-04
33.592 Bin1	6,0	50	2,5	160	0,1	6,1E-04
33.694 Bin1	6,0	50	2,3	160	0,1	6,7E-04
S1-304 Bin1	1,8	0,03	1,8	32	0,1	1,3E-04
49.978 Sim1	30	240	2,7	160	0,1	3,6E-03
49.666 Vil1	4,0	48	4,0	160	0,1	2,3E-04
49.102 Vil1	6,0	2	2,0	160	0,1	5,4E-04
49.386 Vil1	26,6	64	6,0	160	0,1	1,2E-03
49.488 Vil3	24	240	2,9	160	0,1	2,7E-03
65.1038 Kar2, Kar2b	5,0	240	0,5	160	0,2	3,1E-03
65.1093 Kar3	60	240	7,1	160	0,2	2,6E-03

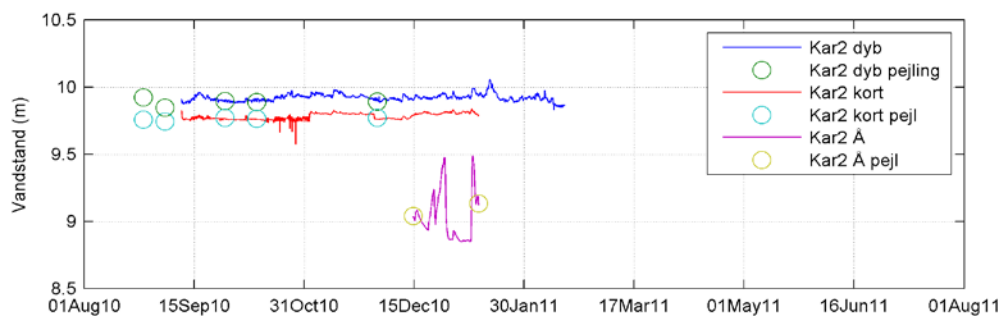
6.6 Vandstandsdata fra piezometerrør



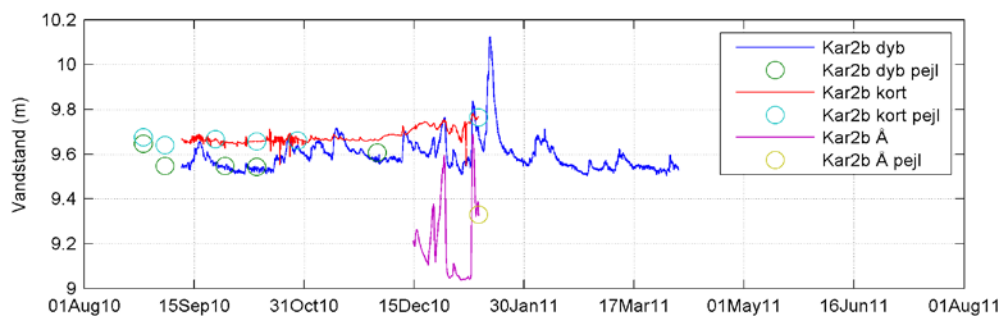
FIGUR 3: VANDSTAND BIN1. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (BIN1-H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (BIN1-H2-254) PÅ LOKALITETEN BIN1 PÅ BINDERUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 16,47.



FIGUR 4: VANDSTAND GUD1. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H2-230) PÅ LOKALITETEN GUD1 PÅ GUDENÅEN. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 22,60 M.



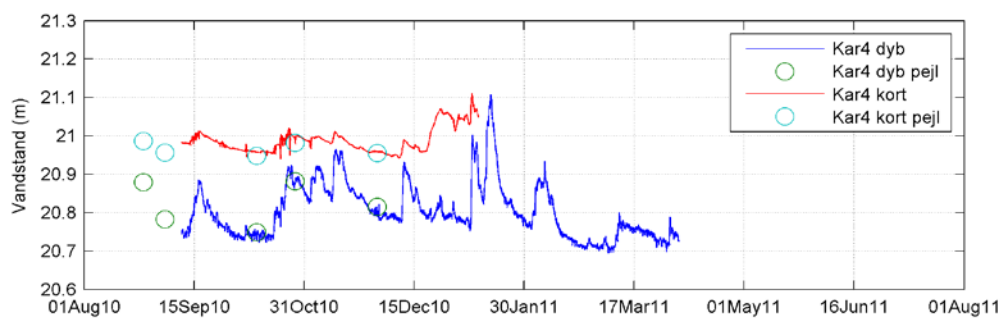
FIGUR 5: VANDSTAND KAR2. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H3-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H3-169) SAMT VANDLØBET PÅ LOKALITETEN KAR2 PÅ KARUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 9,74 M.



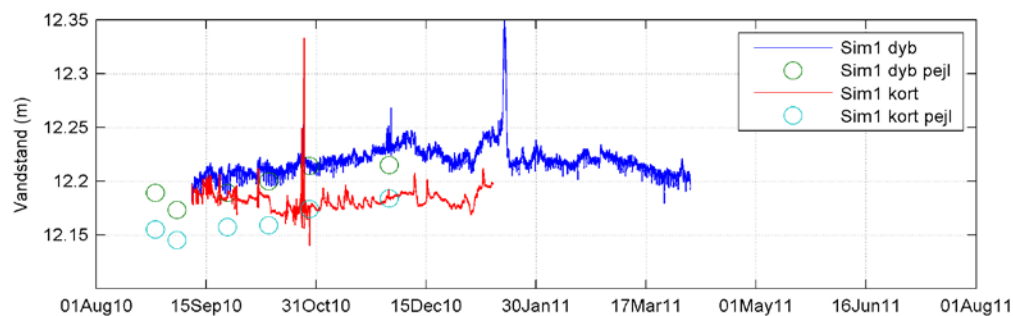
FIGUR 6. VANDSTAND KAR2B. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H2-318) PÅ LOKALITETEN KAR2B PÅ KARUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 9,59.



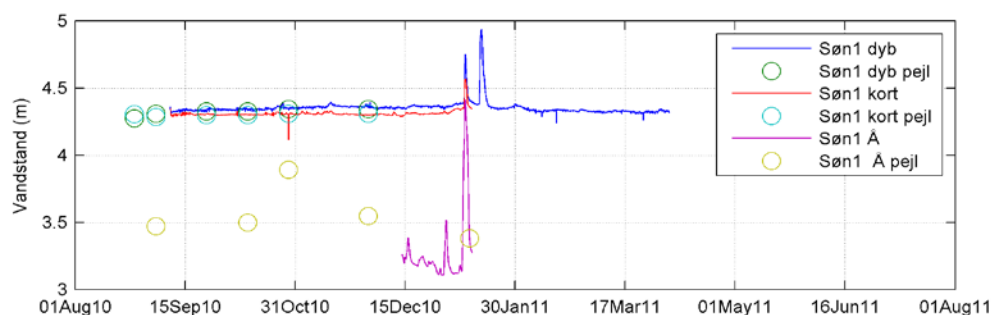
FIGUR 7. VANDSTAND KAR3. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H2-176) PÅ LOKALITETEN KAR3 PÅ KARUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 10,76.



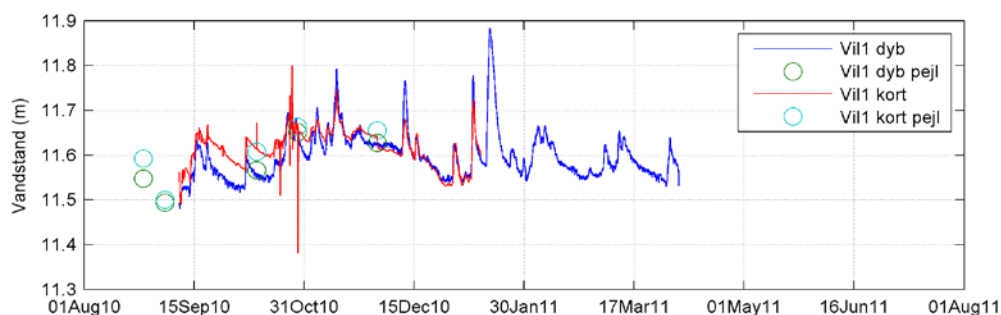
FIGUR 8. VANDSTAND KAR4. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H1-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H1-180) PÅ LOKALITETEN KAR4 PÅ KARUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 20,75.



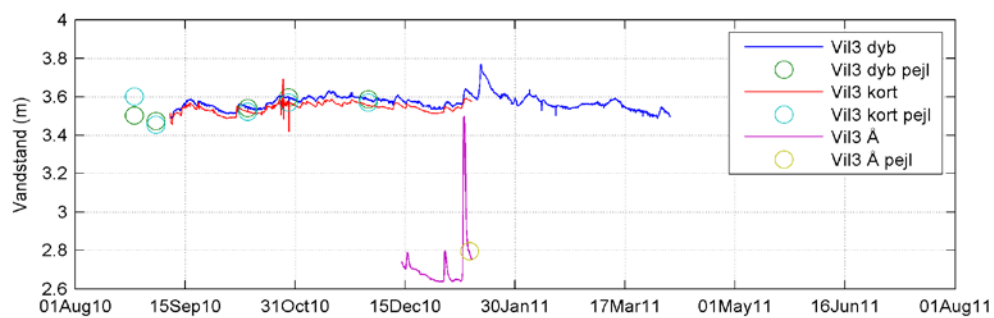
FIGUR 9. VANDSTAND SIM1. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H2-135) PÅ LOKALITETEN SIM1 PÅ SIMESTED Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 12,18.



FIGUR 10. VANDSTAND SØN1. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H1-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H1-150) SAMT I VANDLØBET PÅ LOKALITETEN SOEN1 PÅ SØNDERUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 4,30.

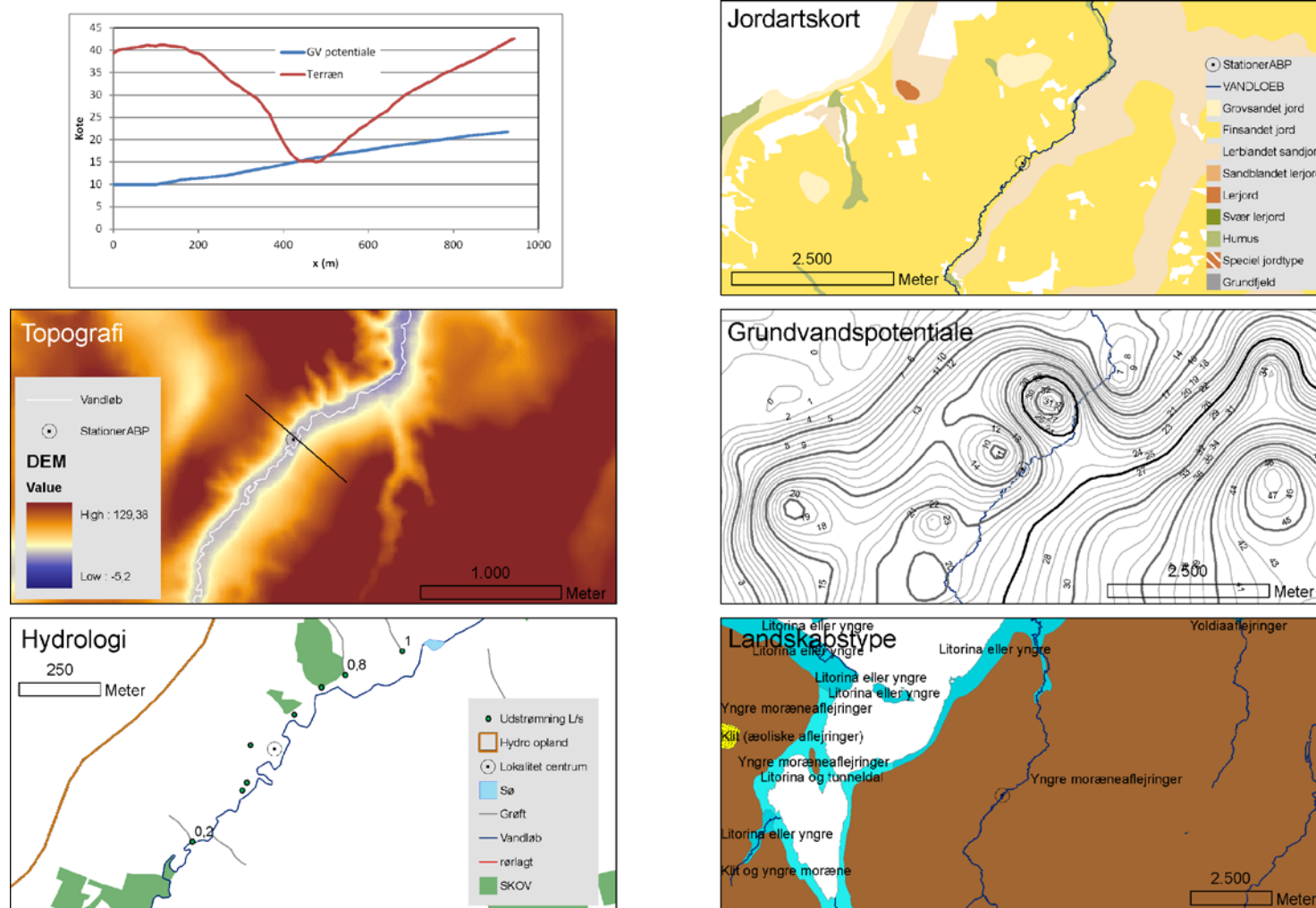


FIGUR 11. VANDSTAND VIL1. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H1-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H1-141) PÅ LOKALITETEN VIL1 PÅ VILLESTRUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 11,63.

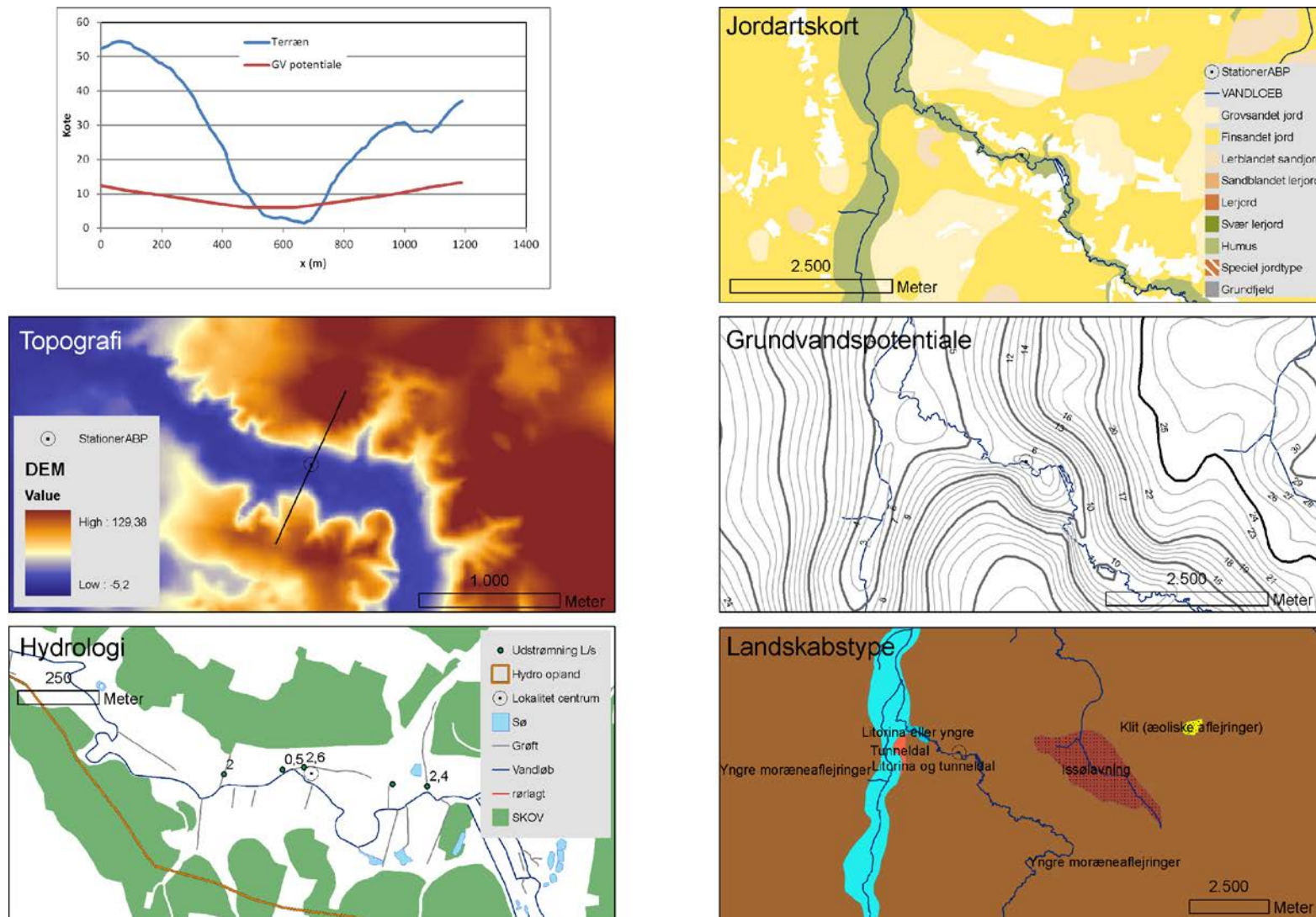


FIGUR 12. VANDSTAND VIL3. MÅLTE VANDSTANDSVARIATIONER I ET KORT PIEZOMETERRØR (H2-25) OG ET DYBT PIEZOMETERRØR (H2-150) SAMT VANDLØBET PÅ LOKALITETEN VIL3 PÅ VILLESTRUP Å. TERRÆNKOTEN VED PIEZOMETERREDEN ER INDMÅLT TIL 3,59.

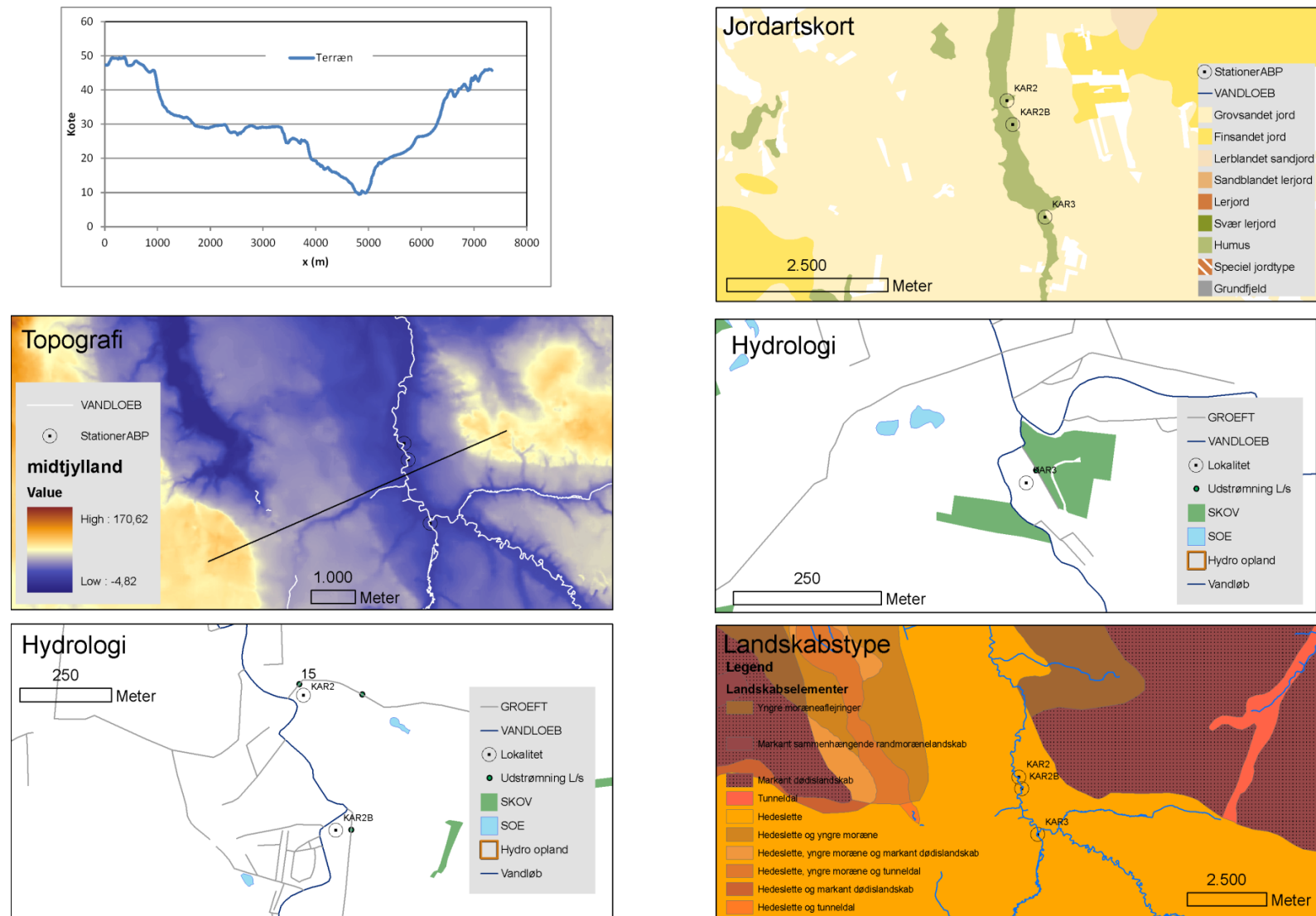
6.7 Gis kort anvendt ved GOI kortlægning af lokaliteter



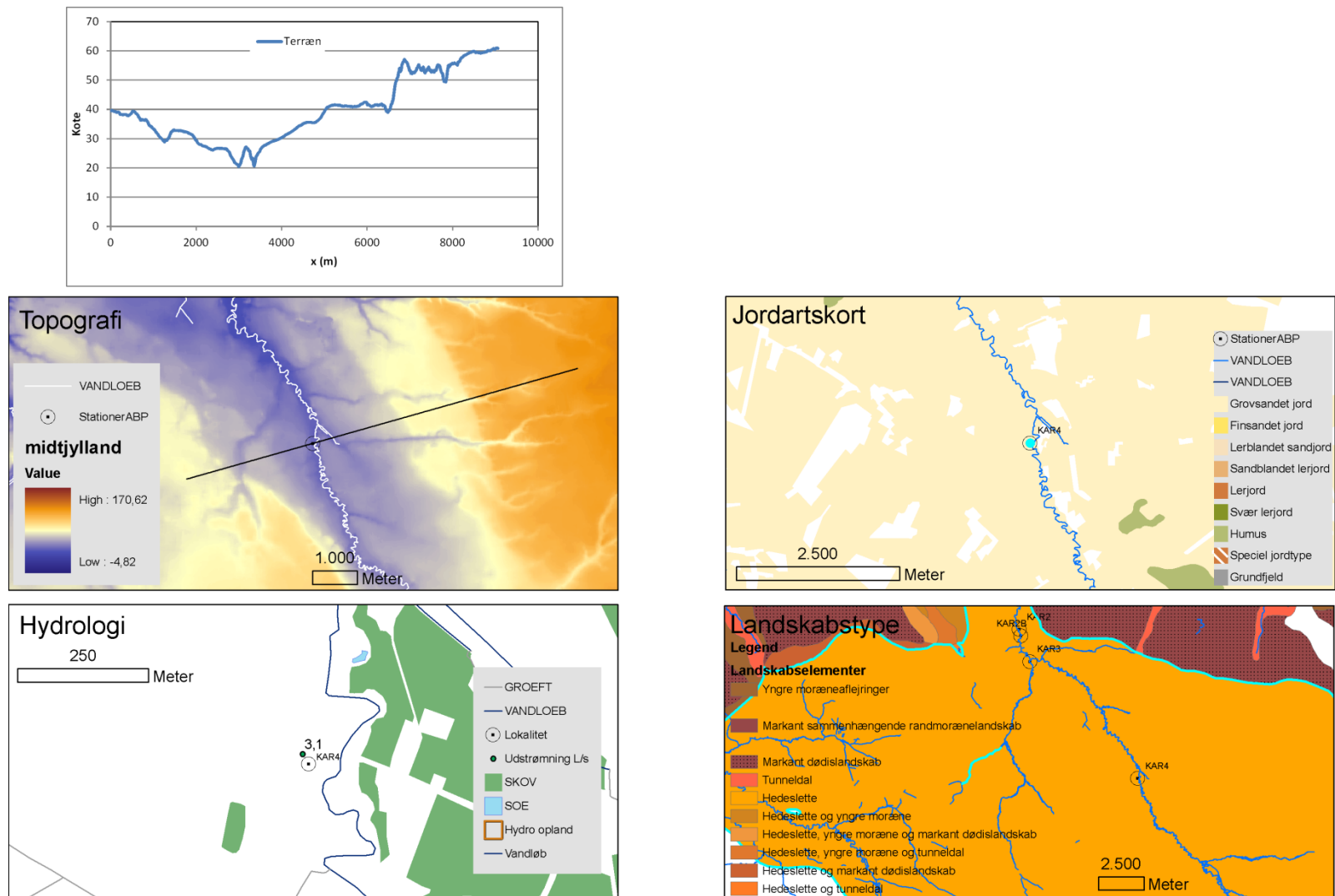
FIGUR 13. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASIFICERING AF BINDERUP A



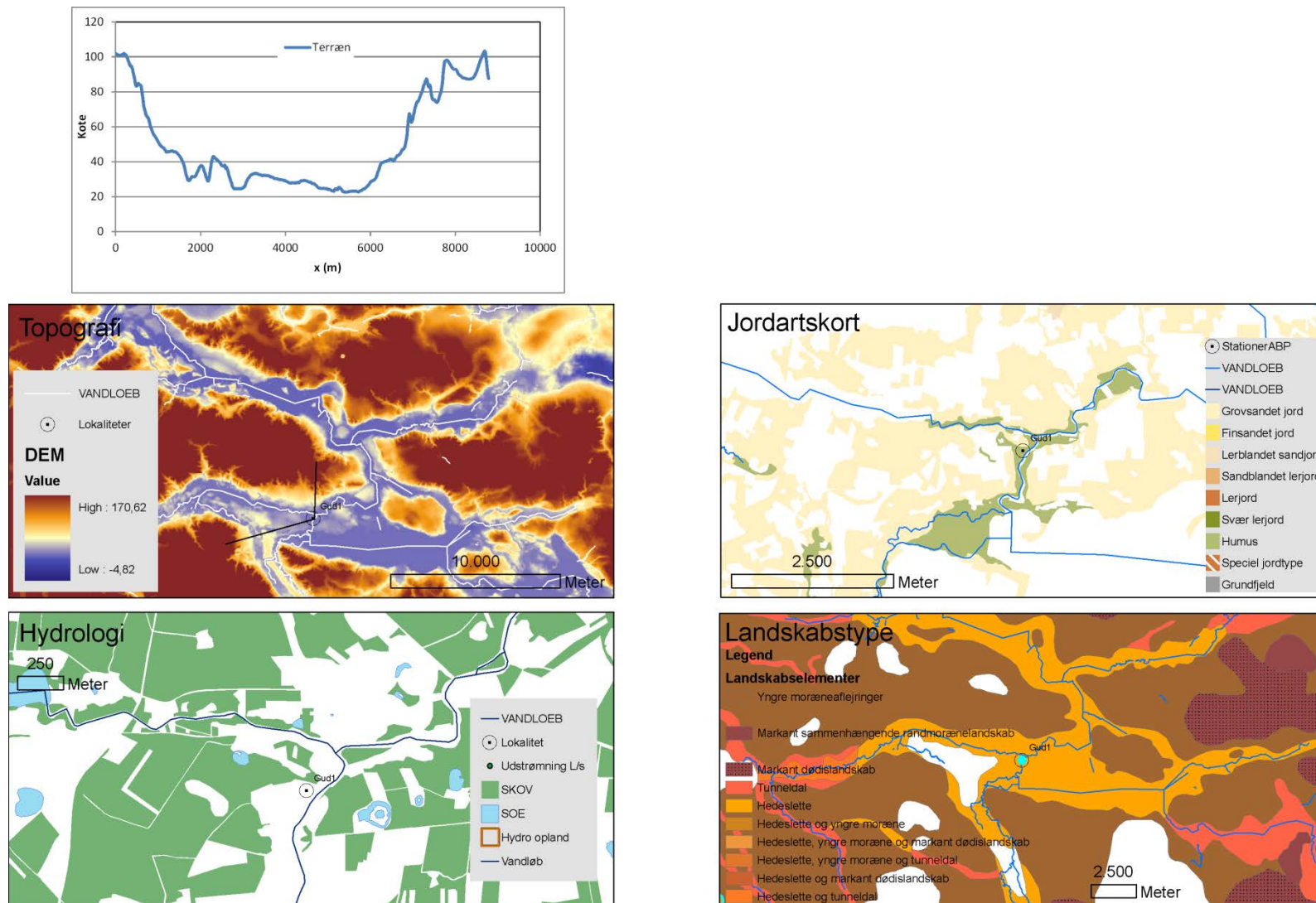
FIGUR 14. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASIFICERING AF SØNDERUP Å



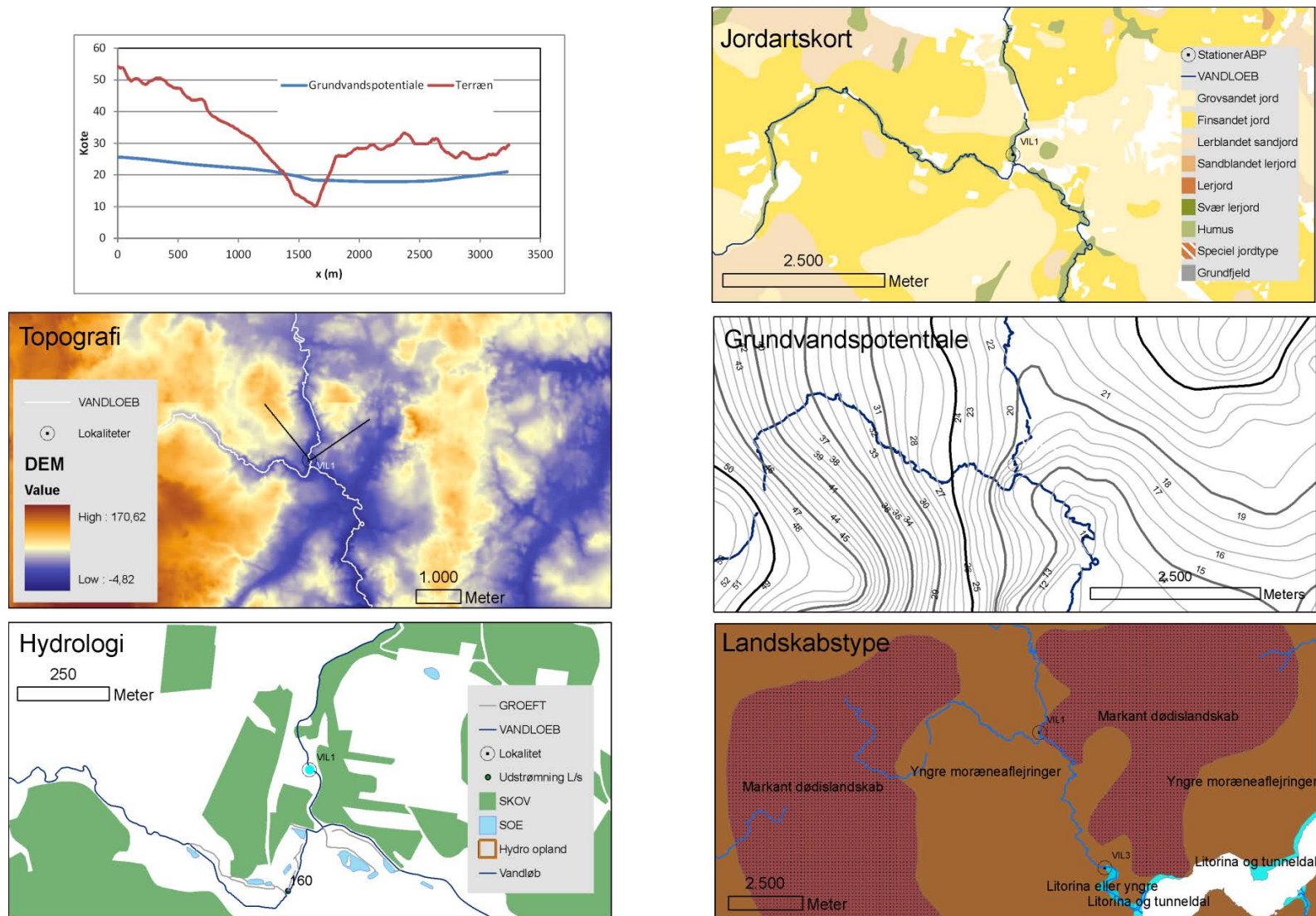
FIGUR 15. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASSIFICERING AF KARUP Å FOR LOKALITETERNE KAR2, KAR2B, KAR3



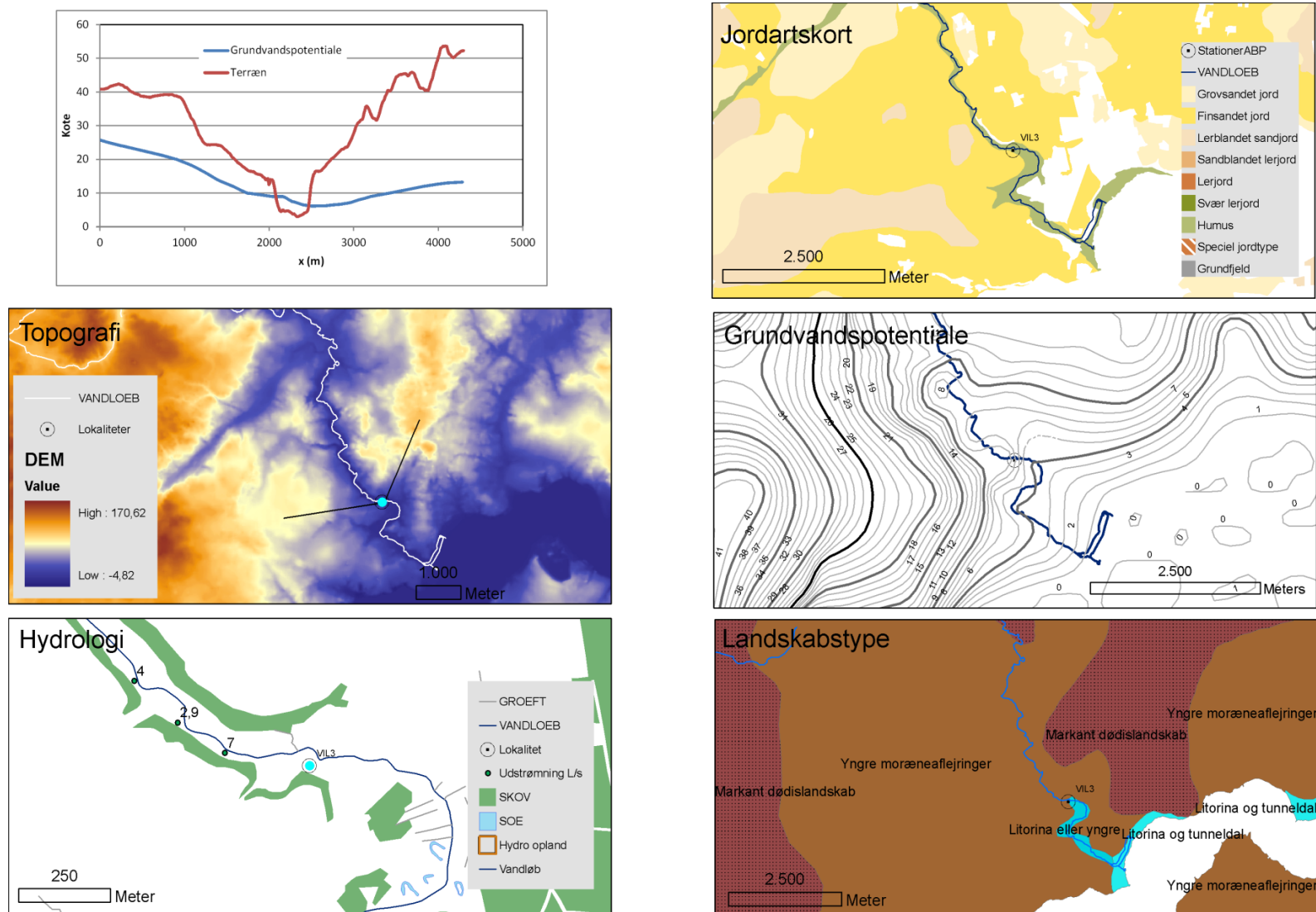
FIGUR 16. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASIFICERING AF LOKALITETEN KAR4 PÅ KARUP Å.



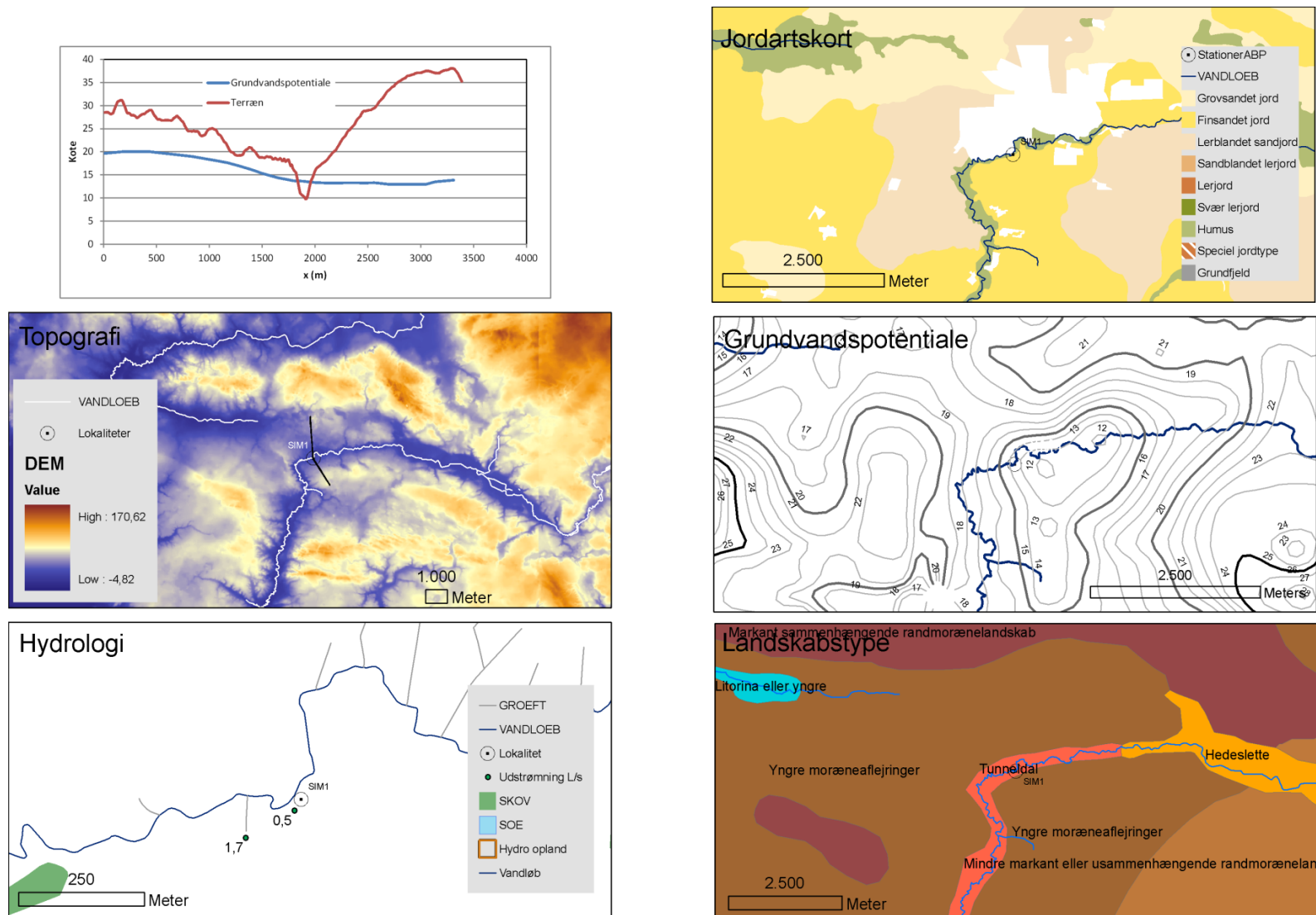
FIGUR 17. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASSIFICERING AF LOKALITETEN GUD1 PÅ GUDENÅEN.



FIGUR 18. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASIFICERING AF LOKALITETEN VIL1 PÅ VILLESTRUP Å.

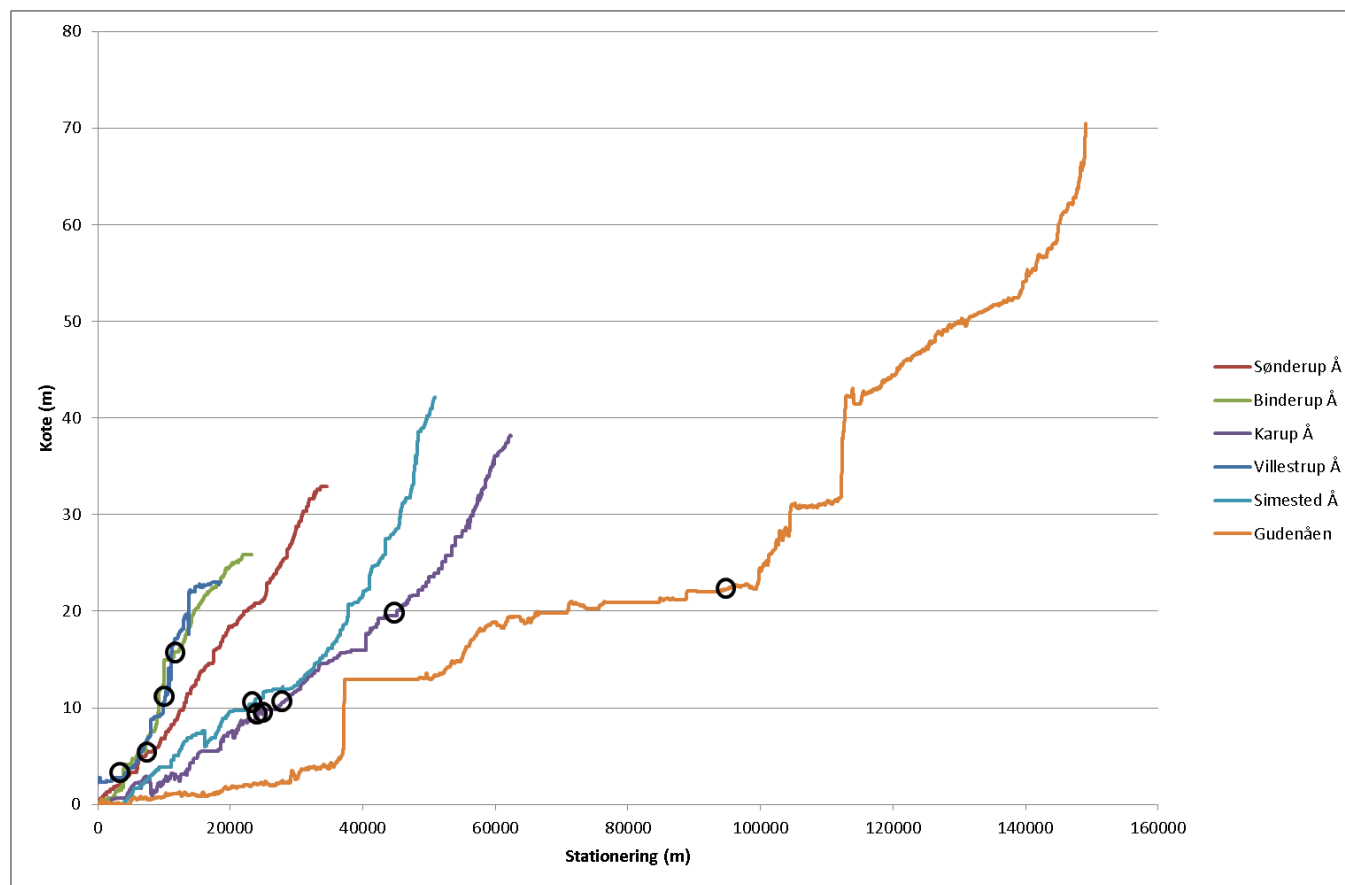


FIGUR 19. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASSIFICERING AF LOKALITETEN VIL3 PÅ VILLESTRUP Å.



FIGUR 20. GIS DATA ANVENDT VED GOI KLASIFICERING AF LOKALITETEN SIM1 PÅ SIMESTED Å.

6.8 Vandløbsprofiler



FIGUR 21: LÆNGDEPROFILER AF VANDLØB. DATA ER BASERET PÅ TERRÆNMODEL OG IKKE PÅ FAKTISKE VANDSPEJLSKOTER. CIRKLERNE MARKERER PLACERINGEN AF DE 10 LOKALITETER I PROJEKTET.

6.9 Grundvandskemiske analyseresultater

TABEL 14: GRUNDVANDSKEMISKE ANALYSERESULTATER. ENHEDER: LEDNINGSEVNE (MS/M), PH (PH), ALKALINITET (MMOL/L), ØVRIGE (MG/L). (¹) MARKERER EN VÆRDI SOM ER MINDRE END MIDDELVÆRDIEN MINUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER. (²) MARKERER EN VÆRDI SOM ER STØRRE END MIDDELVÆRDIEN PLUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER.

	Vil1 L1 141	Vil1 S1136	Vil1 S2 154	Vil1 H1 25	Vil1 A	Vil1 M1 160	Vil1 H1 141	Vil3 H2 25	Vil3 H2 150	Vil3 M1 25
pH	7.6	6.1 ^¹	6.4 ^¹	6.7 ^¹	7.9 ^²	6.8	6.8	7.4	8 ^²	7.8 ^²
Ledningsevne	36	19	23	34	42	35	35	120 ^²	120 ^²	38
Calcium (Ca)	58	24 ^¹	49	66	64	55	58	42	26 ^¹	52
Magnesium (Mg)	5.1	1.8 ^¹	3.1	4.3	5	3.6	4.3	14 ^²	11 ^²	9.5 ^²
Kalium (K)	2.2	2.3	8.3 ^²	0.38	2.1	0.91	1.3	4.8 ^²	4.4 ^²	0.85
Natrium (Na)	16	11	9.7	9.9	19	15	14	230 ^²	230 ^²	16
Jern (Fe)	13	0.43	4.1	50 ^²	0.33	0.84	2.4	0.75	0.21	1.2
Mangan (Mn)	1.2 ^²	0.01	0.092	0.87 ^²	0.0	0.04	0.015	0.07	0	0.0
Chlorid	22	21	26	19	33	24	24	230 ^²	230 ^²	25
Fluorid	0.07 4	0.078	0.059	0.79 ^²	0.22	0.15	0.07 9	1.6 ^²	1.8 ^²	0.31
Sulfat	25	12	14	3	23	21	19	32	64 ^²	33
Alkalinitet. total	2.09	0.558 ^¹	0.572 ^¹	3.2	2.67	1.77	2.18	5.19 ^²	3.83 ^²	2.41
Hydrogen carbonat	127	34 ^¹	34.9 ^¹	195	163	108	133	316 ^²	234 ^²	147

TABEL 15: GRUNDVANDSKEMISKE ANALYSERESULTATER. ENHEDER: LEDNINGSEVNE (MS/M), PH (PH), ALKALINITET (MMOL/L), ØVRIGE (MG/L). (°) MARKERER EN VÆRDI SOM ER MINDRE END MIDDELVÆRDIEN MINUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER. (°) MARKERER EN VÆRDI SOM ER STØRRE END MIDDELVÆRDIEN PLUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER.

	Vil3L2 25	Vil3L2 140	Vil3M1 191	Sim1L1 - 102	Sim1L1 - 25	Sim1H2 25	Sim1H2 135	Sim1M2 123	Sim1S2 120	Søn1S1 150
pH	7.2	7.4	7.6	8.1 ^h	7.7	7.4	7.9 ^h	7.2	7.2	7.8 ^h
Ledningsevne	63 ^h	61 ^h	56 ^h	38	43	47	34	50	32	47
Calcium (Ca)	120 ^h	140 ^h	83 ^h	56	74	86 ^h	53	92 ^h	46	46
Magnesium (Mg)	4.4	5.6	7.3	8.1 ^h	11 ^h	9.5 ^h	7.2	5.5	3.1	5.9
Kalium (K)	1	1.4	2.2	0.95	0.35	1.2	2	0.42	5.9 ^h	1.6
Natrium (Na)	10	14	35	9.7	11	16	16	14	11	33
Jern (Fe)	4.1	0.85	0.65	0.12	2.3	0.14	0.57	0.53	3.3	0.02 2
Mangan (Mn)	0.31	0.21	0.03 2	0.00 6	0.02 3	0.11	0.04 2	0.08 9	1.2 ^h	0.021
Chlorid	22	24	38	14	16	22	14	24	19	61
Fluorid	0.26	0.25	0.21	0.1	0.16	0.96 ^h	0.26	0.09 4	0.08 3	0.18
Sulfat	26	31	68 ^h	23	11	42	1.1 ^l	33	8.9	23
Alkalinitet. total	6.67 ^h	5.68 ^h	3.16	2.4	4.18	3.72	3.27	3.05	2.6	2.44
Hydrogen carbonat	407 ^h	346 ^h	193	147	255 ^h	227 ^h	199	186	159	149

TABEL 16: GRUNDVANDSKEMISKE ANALYSERESULTATER. ENHEDER: LEDNINGSEVNE (MS/M), PH (PH), ALKALINITET (MMOL/L), ØVRIGE (MG/L). (L) MARKERER EN VÆRDI SOM ER MINDRE END MIDDELVÆRDIEN MINUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER. (H) MARKERER EN VÆRDI SOM ER STØRRE END MIDDELVÆRDIEN PLUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER.

	Søn1 L1 150	Søn1 L1 25	Søn1 M1 150	Søn1 H1 150	Søn1 H1 25	Bin1 L1 192	Bin1 L1 25	Bin1 M1 227	Bin1 H2 254	Bin1 H2 25
pH	7.7	7.3	8.2 ^h	7.5	7.2	6.8	7.3	7	8 ^h	7.2
Ledningsevne	41	32	42	47	38	30	31	38	37	38
Calcium (Ca)	49	35	47	63	93 ^h	47	52	71	62	69
Magnesium (Mg)	5.8	4.2	5.9	7.7 ^h	7.4	3.7	4.7	5.2	4.3	4.5
Kalium (K)	1.2	0.31	1.3	3	2.1	0.34	2.2	0.82	2.3	2.2
Natrium (Na)	21	25	24	36	26	14	16	15	12	13
Jern (Fe)	0.037	0.27	0.024	0.074	3.3	1.8	2.3	0.18	0.32	0.28
Mangan (Mn)	0.038	0.042	0.032	0.051	0.28	0.27	0.18	0.11	0.014	0.063
Chlorid	44	42	49	54	46	22	25	22	23	24
Fluorid	0.15	0.11	0.14	0.15	0.16	0.34	0.18	0.2	0.15	0.16
Sulfat	27	7.1	29	24	24	11	14	16	25	33
Alkalinitet. total	2.3	1.84	2.23	2.72	3.04	2.29	2.24	3.2	2.69	2.79
Hydrogen carbonat	140	112	136	166	185	140	137	195	164	170

TABEL 17: GRUNDVANDSKEMISKE ANALYSERESULTATER. ENHEDER: LEDNINGSEVNE (MS/M), PH (PH), ALKALINITET (MMOL/L), ØVRIGE (MG/L). (¹) MARKERER EN VÆRDI SOM ER MINDRE END MIDDELVÆRDIEN MINUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER. (²) MARKERER EN VÆRDI SOM ER STØRRE END MIDDELVÆRDIEN PLUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER.

	Bin1 S1 304	Kar2 L2 110	Kar2 L2 35	Kar2 H3 169	Kar2 H3 25	Kar2 L3 40	Kar2 S1 15	Kar2B L1 18	Kar2B L1 2	Kar2B H2 318
pH	7.8 ^h	7.7	7.3	7.9 ^h	7.6	7.1	6.7 ^l	6.3 ^l	7.2	7.3
Ledningsevne	57 ^h	35	21	35	27	28	35	25	21	34
Calcium (Ca)	140 ^h	50	31	49	36	38	42	33	26 ^l	49
Magnesium (Mg)	6	3.3	3	3.7	3.5	4.2	8 ^h	3.7	3.5	3.7
Kalium (K)	2.1	1.4	0.32	1.2	1.1	0.58	1.1	0 ^l	0 ^l	0 ^l
Natrium (Na)	15	13	12	13	14	12	19	16	15	11
Jern (Fe)	1.4	0.26	4.1	0.21	6.9	18	0.97	80 ^h	0.19	5.7
Mangan (Mn)	0.075	0.086	0.19	0.07	0.77	0.14	0.23	2 ^h	0.89 ^h	0.061
Chlorid	30	30	22	29	26	17	24	29	26	29
Fluorid	0.21	0.11	0.12	0.13	1.1 ^h	0.072	0.083	0.19	0.15	0.13
Sulfat	66 ^h	61 ^h	13	55 ^h	4.5	22	90 ^h	6.1	3.6	39
Alkalinitet. total	5.42 ^h	1.33	1.18	1.34	1.99	1.84	0.706 ^l	1.54	1.31	1.68
Hydrogen carbonat	331 ^h	81.3	72.1	81.9	121	112	43.1 ^l	94.1	79.7	102

TABEL 18: GRUNDVANDSKEMISKE ANALYSERESULTATER. ENHEDER: LEDNINGSEVNE (MS/M), PH (PH), ALKALINITET (MMOL/L), ØVRIGE (MG/L). (¹) MARKERER EN VÆRDI SOM ER MINDRE END MIDDELVÆRDIEN MINUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER. (²) MARKERER EN VÆRDI SOM ER STØRRE END MIDDELVÆRDIEN PLUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER.

	Kar2B H2 25	Kar2B H1 140	Kar2B S1 140	Kar3 L2 247	Kar3 L2 25	Kar3 H2 176	Kar3 H2 25	Kar3 L1 149	Kar3 S1 105	Kar4 M1 110
pH	6.4 ^l	7.9 ^h	5.9 ^l	7.7	7.2	7.6	7.3	7.4	7.1	7.1
Ledningsevne	48	44	25	26	26	23	25	25	24	26
Calcium (Ca)	37	62	16 ^l	35	40	32	37	36	49	37
Magnesium (Mg)	4.6	5	7.6 ^h	3	3.2	2.7	2.9	3.1	8.7 ^h	2.9
Kalium (K)	0.25	2	4.7 ^h	1.4	0.4	1.6	0.55	1.4	3.5 ^h	2.4
Natrium (Na)	14	18	15	14	14	13	13	13	15	13
Jern (Fe)	190 ^h	1.3	0.061	1.1	83 ^h	1.9	20	21	17	2
Mangan (Mn)	0.8 ^h	0.46	0.039	0.068	0.44	0.12	0.74	0.19	0.39	0.21
Chlorid	29	35	27	19	17	18	17	18	23	20
Fluorid	0.19	0.084	0	0.14	0.11	0.12	0.32	0.13	0.27	0.19
Sulfat	3.7	93 ^h	21	8.6	0.98 ^l	5	1.8 ^l	11	12	15
Alkalinitet. total	4.59 ^h	1.19	0.224 ^l	1.92	2.31	1.81	2.2	1.86	1.4	1.8
Hydrogen carbonat	280 ^h	72.7	13.7 ^l	117	141	110	134	113	85.5	110

TABEL 19: GRUNDVANDSKEMISKE ANALYSERESULTATER. ENHEDER: LEDNINGSEVNE (MS/M), PH (PH), ALKALINITET (MMOL/L), ØVRIGE (MG/L). (L) MARKERER EN VÆRDI SOM ER MINDRE END MIDDELVÆRDIEN MINUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER. (H) MARKERER EN VÆRDI SOM ER STØRRE END MIDDELVÆRDIEN PLUS SPREDNINGEN FOR PARAMETEREN PÅ TVÆRS AF ALLE LOKALITETER.

	Kar4 M1 2	Kar4 H1 180	Kar4 H1 25	Kar4 H3 90	Kar4 Dræn	Gud1 L1 212	Gud1 L1 25	Gud1 M1 220	Gud1 M1 25	Gud1 H2 230	Gud1 H2 25
pH	6.9	6.8	7.1	6.8	6.6 ^L	7.7	6.7 ^L	7.5	6.8	7.7	7.2
Ledningsevne	29	27	25	29	28	34	14 ^L	27	23	23	26
Calcium (Ca)	38	44	36	38	37	71	26 ^L	47	42	40	47
Magnesium (Mg)	3	3.8	3.1	3	3.2	1.1 ^L	0.68 ^L	1.2 ^L	1.1 ^L	1.1 ^L	0.94 ^L
Kalium (K)	4.6 ^H	3.2	2.9	1.5	4.7 ^H	0.23	0 ^L	0.5 2	0 ^L	0.6 9	0 ^L
Natrium (Na)	13	13	11	11	9.2	8.7	8.3	8.7	9.2	8.6	6.4
Jern (Fe)	2	1.2	0.6 5	6.5	3.6	2.8	24	3.2	29	1.1	2.8
Mangan (Mn)	0.2 1	0.5	0.57	0.21	0.21	0.96 ^H	1.3 ^H	0.5 8	1.7 ^H	0.19	0.94 ^H
Chlorid	21	21	21	20	20	17	14	17	17	19	20
Fluorid	0.13	0.1 9	1.5 ^H	0.17	0.26	0.07 7	0.53	0.12	0.16	0.0 9	0.08 4
Sulfat	37	23	13	37	37	1.2 ^L	2.8	0	0.54 ^L	6.9	0.5 ^L
Alkalinitet, total	1.43	1.54	1.63	1.41	0.828 ^L	3.25	1.05 ^L	2.27	1.87	1.67	2.08
Hydrogen carbonat	87. 2	93. 7	99. 2	85. 8	50.5 ^L	198	64.1 ^L	138	114	102	127

6.10 Geologiske profiler (weblinks)

[Geologisk profil 1; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=537794%2C6312321%2C541744%2C6311440&width=300>]

[Geologisk profil 2 Sønderup Å; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=536082%2C6303926%2C537056%2C6305518&width=500>]

[Geologisk profil 3 Simested Å; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=530136%2C6283541%2C530305%2C6282308&width=300>]

Geologisk profil 4 Villestrup Å – Vil1; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=557117%2C6289893%2C559884%2C6288638>]

Geologisk profil 5 Villestrup Å – Vil3; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

[<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=559633%2C6283766%2C561159%2C6284577&width=300>]

[Geologisk profil 6 Karup Å – Kar2, Kar2b; <http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=498940%2C6252775%2C501065%2C6251539&width=500>

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=498940%2C6252775%2C501065%2C6251539&width=500>]

[Geologisk profil 7 Karup Å – Kar3; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=500295%2C6250433%2C501429%2C6252099&width=200>]

[Geologisk profil 8 Karup Å – Kar4; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=505236%2C6244808%2C508478%2C6244726&width=300>]

[Geologisk profil 9 Gudenåen – Gud 1; GEUS – Jupiterdatabasen; link til web applikation;

<http://jupiter.geus.dk/cgi-bin/modelsvgisapi.dll/svg?project=profil&polyPoints=543814%2C6212864%2C545117%2C6212473&width=200>]

Referencer

Dahl, M. et. al., 2004, Videreudvikling af Ådalstypologi Grundvand Overfladevand Interaktion (GOI).

Nordjyllands Amt 2006, Afstrømningsmålinger i Nordjyllands Amt 2005, Nordjyllands Amt – Teknik og miljø Området, 2006.

Ovesen et. al. 2000, Afstrømningsforhold i danske vandløb, Faglig rapport fra DMU nr. 340, Miljø og energiministeriet og Danmarks miljøundersøgelser, 2000.

Herbicer i terrestriske vådområder

Vådområder er truet natur beskyttet af flere EU-direktiver. Vi har i dette projekt undersøgt om herbicer er en trussel mod deres tilstand. Vi undersøgte herbicideksponering på 11 ådalsstrækninger fordelt på 7 ådale og fandt herbicer alle steder. Koncentrationen af herbicer i grundvand og vandløb var lav. Vi fandt til gengæld herbicidrester i alle nedbørmålinger i høje koncentrationer. Vi fandt glyphosat og bentazon i et markdræn. Belastningen per arealenhed var størst for drænvand, efterfulgt af regnvand og med grundvand og vandløbsvand som ubetydelig kilde. Eksponering fra drænvand vurderes at være potentielt skadelig, mens effekten af herbicer i regnvandet er ukendt.



Miljøministeriet
Miljøstyrelsen

Strandgade 29
DK - 1401 København K
Tlf.: (+45) 72 54 40 00

www.mst.dk