



Pløjning, historik og andre faktoreres indflydelse på sandmarkers plantesamfund i Mols Bjerger

Tobias Mosgaard Sømod – Aarhus Universitet, Bioscience

NATURRAPPORTER FRA NATIONALPARK MOLS BJERGE - nr. 15/2017

Kolofon:

Titel: Pløjning, historik og andre faktorerers indflydelse på sandmarkers
plantесamfund i Mols Bjerge.

Forfatter: Tobias Mosgaard Sømod, Aarhus Universitet, Bioscience.
Specialevejledere Signe Normand & Christian Damgaard.

Udgiver: Nationalpark Mols Bjerge

Projekt: "Sandmarker" (J.nr. NST-941-00339)

Finansiering – Sandmarker og drift finansieret af Naturstyrelsen
Kronjylland, feltarbejdet mm som specialeopgave på
biologistudiet Aarhus Universitet, Bioscience.

Redaktion: Rapporten er en revideret udgave af specialeopgaven
afleveret maj 2016, revision afsluttet 16. januar 2017 (TM
Sømod og JReddersen).

Omfang: 36 sider.

Lagt på nettet: 20. januar 2017.

Brug af materialet: Materialet må frit benyttes med udførlig
kildeangivelse.

Kildeangivelse: Sømod TS 2017: Pløjning, historik og andre faktorerers
indflydelse på sandmarkers plantесamfund i Mols Bjerge. –
Naturrapporter fra Nationalpark Mols Bjerge nr. 15. 36 s

**Rapporternes konklusioner og perspektiveringer er forfatternes og ikke
nødvendigtvis nationalparkens**

RESUMÉ

Sømod TM - The Influence of Soil Rotation, Land History and Other Factors on the Vegetation on Sandy Grassland in nature conservation area Mols Bjerger: The effect of ploughing to a depth of 20-30 cm, land use history, grazing, Solar Radiation Index, pH and nitrogen deposition on the distribution and coverage, along with plant functional traits, was investigated for plants and plant communities found on sandy grasslands in Mols Bjerger, Denmark.

15 species were recorded as dominant, viz. 6 grasses (*Deschampia flexuosa*, *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus* and *Holcus mollis*) and 8 forbs (*Veronica officinalis*, *Pilosella officinarum*, *Galium verum*, *Cerastium semidecandrum*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata* & *Rumex acetosella*) and "moss".

Ploughing had no effect on the species richness of plants. There was however a trend towards a higher occurrence and distribution of rare species adapted to the high disturbance of the sandy grasslands, along with a plant community with more species adapted to low nutrient levels. The coverage of mosses was negatively affected by ploughing. Sandy grasslands with a long continuity had a higher species richness than grasslands with a shorter continuity. A long continuity was also associated with a tendency to a species pool with a higher beta diversity between fields. A higher grazing pressure and grazing by horses compared to grazing by other animals, had a significant positive effect on the species richness. Grazing pressure also had a positive effect on the occurrence of two forb species along with both positive and negative effects on the coverage of several forb and grass species. Mosses had a higher coverage on sandy grasslands with higher grazing pressure. Sandy grasslands with a higher pH had a higher species richness along with a higher occurrence of three grasses and seven forbs, than grasslands with a lower pH. Solar Radiation Index and nitrogen deposition had no effects on the species richness or occurrence in this study. SRI did however have a positive effect on the coverage of three grasses and four forbs, and a negative effect on the coverage of three grasses and one forb.

It is concluded that by taking into account the history of management, the seed bank and availability of nutrients of the area along with the species pool of the surrounding area, it is possible to create and sustain a species rich sandy grassland in areas where a history of agricultural management of sandy grasslands are present.

FORORD

Specialet er produktet af et års arbejde på Institut for Bioscience – afdeling for Økoinformatik og Biodiversitet på Århus Universitet. På dette år har jeg indsamlet data i Mols Bjerger, analyseret de indsamlede data og skrevet mit speciale. Specialet er skrevet som en rapport der omhandler sandmarker og faktorer, der har indflydelse på de planter, der vokser på dem.



Feltarbejde i et prøvefelt uden for sandmark nr. 6. Alle arter i dataindsamlingscirklerne skal findes, så man skal helt tæt på.

INTRODUKTION

Udbredelsen af naturtypen overdrev har i gammel tid været omfattende i Danmark, men en drastisk reduktion i specielt arealet af overdrev med ingen anden kulturpåvirkning end græsning har fundet sted inden for de sidste 50 år (Bruun & Ejrnæs 1998). Sandmarker er græsland, der minder om sure overdrev, men adskiller sig ved, at de udsættes for gentagne pløjninger. Denne type græsland har ligeledes undergået en stor tilbagegang inden for kort tid. Grunden til tilbagegangen for denne type græsland er ophør af den klassiske driftsform på disse marker (Gjelstrup et al. 2008), hvor arealet blev dyrket med afgrøder i en årrække, hvorefter det lå i brak med græsning i op til 20-50 år, hvor en naturlig overdrevsvegetation fik lov at etablere sig. Jens Reddersen, biolog ved Nationalpark Mols Bjerge, har foreslået, at arealer med følgende udgangspunkt og drift er ideelle for oprettelse af sandmarker: 1) Lysåbne arealer på tør næringsfattig sandjord. 2) Med et moderat-højt naturpotentiale på kort-mellemlang sigt via lokal frøpulje, let horisontal genindvandring fra artsrige relevante naboarealer eller assisteret spredning. 3) Etableres med slåning og fjernelse af død og levende biomasse. 4) Derefter med årlig pløjning i 1-3 år. 5) Pløjningstidspunktets indflydelse er uvis, men efterårspløjning kan være et godt bud. Ellers er maksimal variation, dvs. nogle steder det ene tidspunkt, nogle steder et andet tidspunkt – altid en god første strategi. 6) Ingen sprøjtning eller gødsning. 7) Ekstensiv (helårs-) græsning som opfølgning, helst i stor-fold, der inkluderer nabo-overdrev. 8) Gerne beliggende i lokalt netværk/mosaik af små sandmarker i forskellige faser af blotning og gengroning. 9) Mulighed for ”assisteret frøspredning”, fx ved at sætte dyr ud, der kommer direkte fra artsrige arealer med vegetation med frøsætning.

Som det fremgår, er den lokale frøpulje, omkringliggende arealer samt græsning vigtige for udviklingen i sandmarker efter pløjning. Dette skyldes, at sandmarker som startpunkt er en vegetationsfri jordbund, der giver mulighed for let spiring og etablering af nye arter (Gilhaus et al. 2015; Ödman et al. 2012; Jens Reddersen unpubl.). De arter, der ligger gemt i jorden, eller har mulighed for at sprede sig fra omkringliggende arealer, bestemmer om sandmarker hurtigt vil vokse til igen, eller forblive i en åben og gunstig tilstand for etablering af nye planter. Her spiller græsning også en vigtig rolle i forhold til at holde vegetationen åben, og skabe mulighed for langdistance spredning af arter fra arealer længere væk (Adriaens et al. 2006; Hobbs & Huenneke 1992). Oprettelse af sandmarker på i forvejen artsrige overdrev vil højst sandsynligt ikke give flere arter i området, men hvis et historisk artsrigt overdrev er groet til pga. manglende pleje, kan opløjning og pleje som sandmark muligvis genstarte successionen og dermed resultere i en højere artsdiversitet (Jens Reddersen unpubl.; Hobbs & Huenneke 1992). Dette skyldes, som før nævnt, den kulturhistoriske pleje, som tidligere har været på mange overdrev med sandet jord i Danmark. Forståelsen af forskellige biotiske- og abiotiske faktorerers indvirkning på artsrigdom- og sammensætning på sandede overdrev er altså essentiel, hvis etableringen af sandmarker skal tjene som et værktøj til at opretholde og evt. indføre nye arter til et område.

FORMÅL

For yderligere at kunne undersøge effekterne af pløjning på sandmarker i Mols Bjerge, etablerede Mols laboratoriet i 2007 i samarbejde med Naturstyrelsen 18 sandmarker (figur 1), der blev pløjet til en dybde på 20-30 cm i henholdsvis 2007, nogle helt eller delvist i 2008, og alle i 2012 og 2013 (bilag 1).

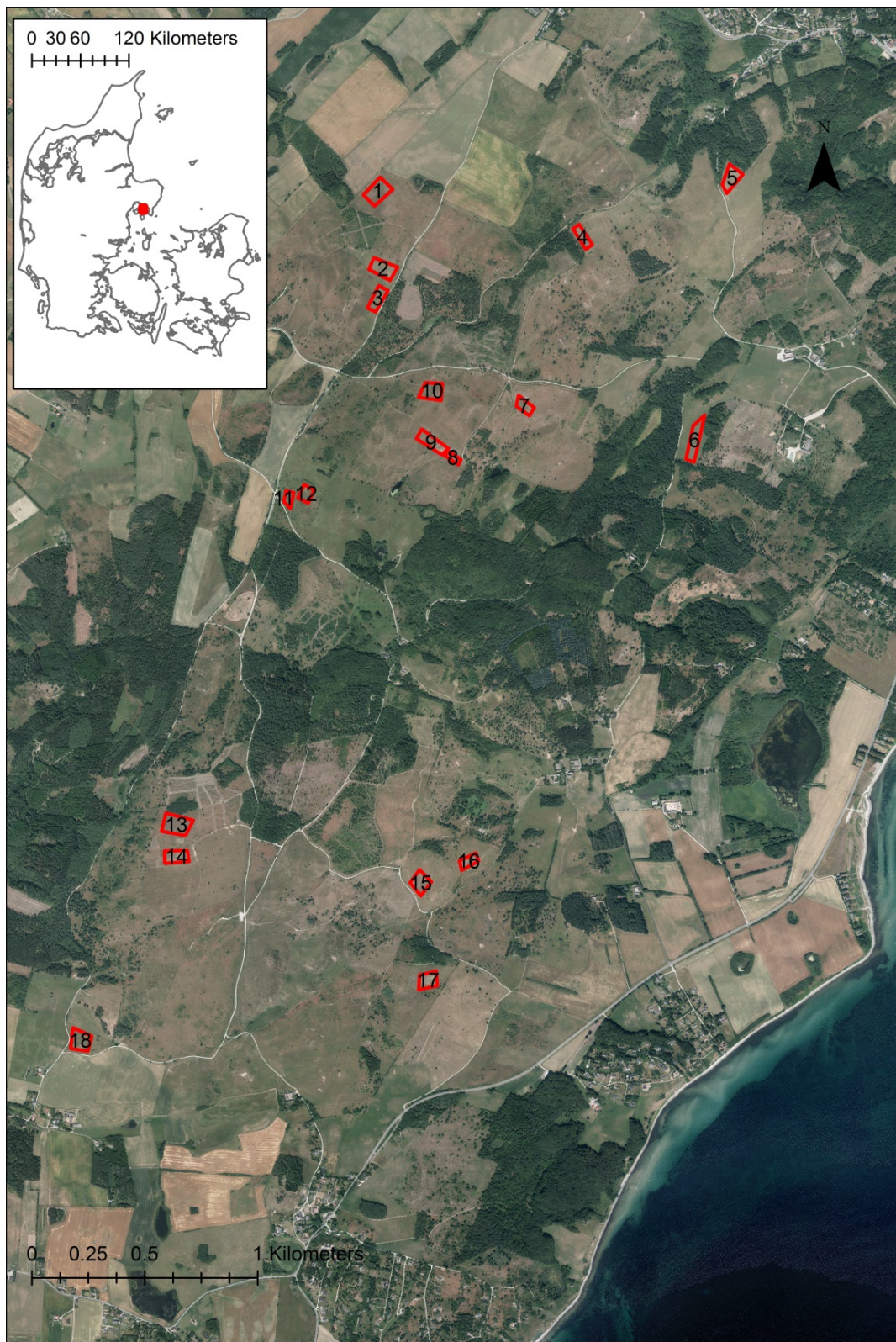
I dette speciale vil jeg undersøge indflydelsen af forskellige faktorer på artsammensætning og dækningsgrad af karakteristiske arter på sandmarker. Herunder vil jeg besvare spørgsmålene:

Hvad er forskellen i artsantal, dækningsgrad af karakteristiske arter, artssammensætning og unikke arter, imellem pløjede og ikke pløjede sandmarker? Hvad er den relative effekt af andre faktorer: pH, solindstråling, græsning, nitrogen-deposition og historik?

Jeg vil blandt andet teste hypoteserne:

1. Højere græsningstryk vil øge artsrigdommen
2. Artsrigdommen vil øges efter pløjning
3. Artssammensætningen vil ændre sig på sandmarkerne efter pløjning, og sandmarksarter tilpasset forstyrrede forhold vil gå frem
4. Sandmarker med en lang kontinuitet vil have en højere artsrigdom end marker med kort kontinuitet
5. Sandmarker med højere pH vil have en højere artsrigdom

6. Sandmarker med højere solindstråling vil have flere sjældne arter tilpasset sandmarker
7. Øget nitrogen-deposition vil have en negativ effekt på artsrigdommen.



Figur 1. De 18 2007-sandmarker i Mols Bjerge, etableret og drevet af Naturstyrelsen Kronjylland og som er inddraget i denne undersøgelse. Forneden ses Fuglsø, øst for nr. 13-14 Trehøje (Y-vejen), NV for nr 6 Strandkær og foroven th Femmøller.

1 BAGGRUND

Herunder nævnes forskellige faktorer der ud fra eksisterende viden har indflydelse på, hvilke plantearter der kan tænkes at forekomme på græsland og med hvilken udbredelse.

1.1 Græsning

Effekten af græsning kan både være positiv og negativ (Olff & Ritchie, 1998). På sure overdrev, som er dominerende i Mols Bjerge, er der dog generelt brug for lysåbne forhold for at arterne trives, og derfor er græsning yderst nødvendig for at opretholde en høj artsdiversitet derpå (Bruun & Ejrnæs, 1998). Effekten af græsning på artsdiversiteten og udbredelsen af arter afhænger i høj grad af, hvilke arter der græsser og af tætheden (græsningstryk) af de græssende dyr (Olff & Ritchie, 1998). Store kreaturer kan indtage plantearter med lavere fødekvalitet end andre græssende dyr og er derfor mere kvantitative end kvalitative i deres fødevalg. Får og heste er derimod mere selektive i deres fødevalg og græsser typisk også deres føde tættere på jorden end køer. Kvæg og heste foretrækker græsser, hvorimod får foretrækker urter (Buttenschøn 2007).

Måden, hvorpå græsning har indflydelse på arterne på et givent areal, er igennem ændringer i sandsynligheden for kolonisering og uddøen af specifikke arter. Mange studier, der har undersøgt effekten af græsning, finder da også, at græsning har en signifikant positiv effekt på artsdiversiteten på overdrev (Dupré & Diekmann, 2001; Hansson & Fogelfors, 2000; Olff & Ritchie, 1998). Da græsning resulterer i lavere og mere lysåben vegetation, ser man også en tendens til, at diversiteten og udbredelsen af urter responderer mere positivt på græsning end f.eks. græsser (Bullock et al., 1994; Dupré & Diekmann, 2001; Hansson & Fogelfors, 2000). Også arter fra tidlige succesionsstadier kan have bedre mulighed for at forblive på et areal i længere tid, når arealet bliver græsset (Gibson et al., 1987). Græsning, sammen med andre former for pleje, har også vist sig som en vigtig del af værktøjsskassen til at genoprette artsrige overdrev på ellers artsfattige og monotone lokaliteter igennem bl.a. frøspredning, opret-holdelse af lysåben vegetation og græsning på dominante arter (Gilhaus et al., 2015; Hansson & Fogelfors, 2000; Hobbs & Huenneke, 1992; Olff & Ritchie, 1998).

1.2 Nitrogen-deposition

Mængden af nitrogen deponeret fra luften i enten oxideret (NO_x) eller reduceret form (NH_x), har op igennem det 19. århundrede været støt stigende i Europa (Goulding et al., 1998). Ved hjælp af nitrogen-tilsætningsforsøg har flere undersøgelser vist, at nitrogen har indflydelse på udbredelsen og diversiteten af plantearter på overdrev (Morecroft et al., 1994; Silvertown, 1980; Tilman, 1987). En tendens til, at den samme indflydelse gjorde sig gældende for baggrundsdepositionen af nitrogen, blev også påvist af Lee & Caporn 1998, der så en tendens til, at udbredelsen af planter på et overdrevsområde faldt ved højere koncentrationer af deponeret nitrogen.

Ved at kigge henover en depositionsgradient i Storbritannien fandt Stevens et al. 2004, at der var en signifikant negativ effekt på artsrigdommen af planter ved højere koncentrationer af deponeret nitrogen. Af de 20 variable, der blev brugt i deres model, var nitrogen-depositionen den vigtigste forklarende variabel, med jord-pH som den næst vigtigste. Faldet i artsrigdommen skete især ved et tab af plantearter, der var tilpasset lave koncentrationer af nitrogen, og seks arter var konsistent iblandt de arter, der forsvandt (tre urter, en græs, en dværgbusk og en mos), mens kun en art af mos konsistent gik frem ved øget nitrogen-deposition. Den samme indflydelse af øget nitrogen-deposition på artsrigdommen fandt Stevens et al. 2010 også, da de kiggede på en nitrogen-depositionsgradient på overdrev fra England til Sverige imellem 2002-2007. Her var nitrogen-depositionen også den vigtigste forklarende variabel, og jord-pH den næst vigtigste. Urter var også den plantegruppe, der gik værst udover i denne undersøgelse.

Dupré et al. 2010 kiggede på den samme depositionsgradient fra England til Sverige og dens indflydelse på artsrigdommen af planter på overdrev, men her over et 70-årigt tidsspand. I denne undersøgelse viste jord-pH sig dog som den vigtigste forklarende variabel med både positive og negative effekter på artsrigdommen, afhængig af hvilken funktionel gruppe (græsser, urter, mosser), de kiggede på. Den kumulative nitrogen-deposition havde en signifikant negativ effekt på artsrigdommen i alle de undersøgte lande, men viste sig som den tredje vigtigste variabel i denne undersøgelse. I tråd med Stevens et al. 2004 og Stevens et al. 2010 var det også her især urterne, der forsvandt fra

overdrev med højere koncentrationer af nitrogen. Dupré et al. 2010 fandt desuden, at det typisk var græsser, der overtog pladsen på overdrevene fra de urter, der forsvandt (samt Stevens et al. 2011).

Ved at kigge på data indsamlet i NOVANA analyserede Damgaard et al. 2011 indflydelsen af nitrogen-deposition på artsrigdommen af planter på overdrev i Danmark. Her kunne der ikke påvises en signifikant negativ effekt af nitrogen-depositionen på artsrigdommen. Dette skyldes højst sandsynligt det smalle interval i nitrogengradienten i Danmark (6,792 til 19,9885 kg ha⁻¹år⁻¹), samt en høj repræsentation af overdrev med en lav artsrigdom, hvilket gør det vanskeligt at observere en effekt. Ift de andre europæiske undersøgelser fandt Damgaard et al. 2011 dog, at deres resultater havde den samme tendenslinje som disse.

1.3 pH

Da artspuljen tilpasset til høj pH er større i Europa end artspuljen tilpasset til lav pH, ses der alene derfor en positiv sammenhæng mellem pH og artsrigdommen (Pärtel et al., 2004; Pärtel, 2002). En sænkning i pH, blandt andet på grund af øgede mængder af deponeret nitrogen, er påvist at have en indflydelse på mængden af metaller og kationer i jorden (Blake et al., 1999; Horswill et al., 2008). Ligeledes er der fundet en negativ effekt af pH-sænkning på aktiviteten af de mikrobielle organismer, der omsætter nitrogenet på overdrev. Dette fører til, at mængden af tilgængelig nitrogen stiger, og det ændrer på konkurrenceforholdet og derved artsrigdom og udbredelse af plantearter (Carroll et al., 2003; Johnson et al., 1998; Lee & Caporn, 1998; Roem & Berendse, 2000; Stevens et al., 2010).

1.4 Historik

1.4.1 Frøbank

En generel observation, der lader til at gøre sig gældende for vegetationen på overdrev og enge, er den manglende sammenhæng mellem den overjordiske artssammensætning, og artssammensætning i den begravede frøbank (Chippindale & Milton, 1934; Donelan & Thompson, 1980; Kalamees & Zobel, 2002; Thompson & Grime, 1979). Dette skyldes formentlig nødvendigheden af en gunstig plads til spiring og tilstedeværelsen af spiringsdygtige frø, samt overvinding af konkurrenter for pladsen (Eriksson & Ehrlén, 1992; Bullock et al, 1994; Knappová & Münzbergová, 2015). Ved at skabe huller til spiring af nye planter på overdrev fandt Pakeman et al. 1998, at 45% af arterne, der etablerede sig, var fra frøbanken, Kalamees & Zobel 2002 fandt, at 36% var fra frøbanken, hvorimod Edwards & Crawley 1999 fandt, at kun få arter etablerede sig fra frøbanken. Bullock et al. 1994 fandt, at ingen arter etablerede sig fra frøbanken, kun frø fra frøregn af arter andetsteds fra spirede. Forskellen i disse resultater kan skyldes lokal varians og forsøgsdesign, men frøbanken spiller altså ofte en rolle i koloniseringen af huller i vegetationen på overdrev.

Thompson & Grime 1979 fandt desuden, at den spiringsdygtige frøbank i det øverste lag af jordsøjlen kunne inddeles i fire kategorier, to af dem med en ikke vedholdende frøbank, der fornyes hvert år, og de to andre med en vedholdende flerårig frøbank. Alle fire kategorier havde det tilfælles, at de var tilpasset til forskellige sæsonmæssige eller tilfældige forstyrrelser, der kunne skabe plads til spiring. Nogle arter kan altså have en vedvarende frøbank, der kan ligge hengemt i jorden i adskillige årtier og vente på gunstige forhold til spiring (Thompson & Grime, 1979; Thompson & Hodgson, 1993).

Den spiringsdygtige frøbank, der er tilstede ned igennem jordsøjlen, afhænger i høj grad af den kulturhistorie, der har været på arealet. Artssammensætningen i frøbanken ændres som følge af tilførsel af frø fra arealet selv og omkringliggende arealer, fysiologien af frøene der deponeres (spiringshvile), frøenes overlevelse i jorden, og spiringsbetingelser ved tidspunktet for deponering (Mogensen et al. 1997). Mængden og diversiteten af frø, der deponeres, ændres ligeledes af, hvilket successions stadie arealet er i ved deponeringen (Roberts & Vankat, 1991; Donelan & Thompson, 1980). Ved at undersøge mængden og diversiteten af frø deponeret i det øverste jordlag på arealer i forskellige successionsstadier, fandt Donelan & Thompson 1980, at i takt med, at arealerne blev ældre, faldt diversiteten og mængden af frø. Dette skyldes, at arter, der er tilpasset til tidlige successions stadier, hvor der typisk opleves en høj grad af forstyrrelse, producerer mange frø, hvorimod arter i sene successionsstadier oplever en højere grad af stress, hvor arterne deponerer færre, men mere modstandsdygtige frø.

Mange af de sjældne og interessante arter i Donelan & Thompsons forsøg kunne ikke findes i frøbanken, og de måtte derfor formodes at være indvandret fra omkringliggende arealer. Helsen et al. 2014 udførte et lignende forsøg og fandt ligeledes frem til, at diversiteten af frøbanken faldt, jo senere et succesionsstadium arealet var på.

Da opløjede sandmarker ved den klassiske sandmarksdrift har indeholdt arter tilpasset tidlige succesionsstadier, kan der formodes at være en deponeret frøpulje, der ved skabelse af gunstig plads med lavere konkurrence, ved genoptag af pløjning, muligvis kan spire på ny.

1.4.2 Fragmentering

Som nævnt tidligere har overdrevene i Danmark i gammel tid været langt mere udbredte, end de er i dag. Med opdyrkning af landet og mere bebyggelse er disse overdrevsarealer blevet langt mere spredt og fragmenteret (Bruun & Ejrnæs, 1998). Dette betyder, at for en given art er der blevet længere imellem populationer, og derved er det blevet sværere at opretholde en levedygtig population på grund af ændringer i balancen mellem immigration og uddøen (MacArthur & Wilson 1967 in Alofs et al., 2014).

Denne isolation af populationer på "øer" rundt omkring i landskabet menes også at betyde, at nogle arter hænger ved i områder, hvor deres betingelser og chancer for at overleve ikke er til stede. Dette fænomen omtales som en "extinction debt" for arter, der er udsat for fragmentering samt ændrede abiotiske forhold. Visse træk gør nogle arter mere vedholdende på deres levesteder, og derfor har nogle arter større sandsynlighed for at være udsat for "extinction debt" (Hylander & Ehrlén, 2013; Kuussaari et al., 2009). Som et eksempel på "extinction debt" på områder, hvor der er sket ændringer og fragmentering, fandt Lindborg & Eriksson 2004, at artsrigdommen af planter på overdrev i Sverige var mere afhængig af sammenhængen imellem arealerne for 50-100 år siden, end den nutidige sammenhæng eller nutidige eller historiske areal af områderne. Helm et al. 2006 fandt ligeledes, at artsrigdommen af overdrev-specialister i Estland var mere afhængig af sammenhængen og arealet af områderne for 70 år siden, end de nutidige sammenhænge og arealer af områderne. De estimerede desuden, at omkring 40 % af arterne i området var en del af en "extinction debt". Adriaens et al. 2006 fandt derimod ingen effekt af arealet og sammenhængen tilbage i tiden på artsrigdommen af planter på overdrev i Belgien (samt Johansson et al. 2008). Der var dog en effekt af den nutidige størrelse af fragmenterne på artsrigdommen, og for artsrigdommen af overdrev-specialisterne var der en effekt af den nutidige sammenhæng imellem områderne. At der altid kan siges at være en "extinction debt" og betydningen af den i fragmenterede områder, er altså stadig ikke fuldt ud undersøgt.

Opsplitning af de danske overdrev i mindre fragmenter har ligeledes betydet, at kontaktfladen imellem overdrevene og menneskeskabte arealer som veje og marker er blevet større (Bruun & Ejrnæs 1998). Dette gør, at vegetationen på overdrev, der grænser op til disse menneske-skabte arealer, udsættes for forstyrrelser, som kan strække sig adskillige meter ind på overdrevene, afhængig af hvilken slags menneskeskabte arealer der kigges på (Debinski & Holt, 2000; Gieselman et al., 2013; Ebsen 2013).

1.4.3 Succession

Vegetationen på et overdrev kan ses som et stadium på vejen til skovvegetation, som bliver bremsset og ændret af evt. græsning (Bruun & Ejrnæs, 1998). Uden græsning vil et overdrev først gro til med høje græsser og urter, hvorefter vedplanter, i starten specielt arter med torne, vil indvandre. Hvorledes artssammensætningen på et givent overdrev tager sig ud i de tidlige succesionsstadier efter at være blevet nulstillet, afhænger ligeledes af, hvor artsrigt arealet er på dette starttidspunkt. Ved at observere vegetationsudviklingen og hvilke arter, der først forekom på gamle opgivne marker fandt Keever 1979, at der i de første år af vegetationsudviklingen var en effekt på artssammensætningen, af hvilke arter, der var i stand til at etablere sig som de første. Hvilken form for dyrkning der tidligere har været på et areal, fandt Bonet 2004 havde indflydelse på, hvilke samfund der udvikledes under successionen efter ophør af dyrkning. De mest udbredte arter ændrede også udbredelse i forhold til hvilken form for afgrøde, der var blevet dyrket førhen. Van der Putten et al. 2000 fandt desuden, at man ved at så frøblandinger med overdrevsarter fra senere succesionsstadier på marker, der var blevet dyrket for fem år siden, kunne ændre vegetationsudviklingen således, at mange af de ruderaler arter, der var til stede på marken under dyrkningen, havde en lavere chance for at

reetablerede sig i de første to år. Diversiteten af frøblanding, der blev sået, havde ikke nogen indflydelse på den effekt af vegetationsudvikling, som de så på markerne.

Andre undersøgelser har kigget på vegetationsudviklingen fra unge til gamle overdrev, ved at inddele overdrev i en given region i aldersgrupper ift. hvornår arealet gik ud af dyrkning. Csecserits & Rédei 2001 kiggede på overdrev med græsning af og til, fra 1-33 år efter dyrkning og fandt, at antallet af arter ikke ændrede sig signifikant i løbet af successionen. Dette strider med andre forsøg (Bonet, 2004; Inouye et al., 1987), som finder det modsatte, men dette skyldes formentlig, at Csecserits & Rédei 2001 ikke inddelte de tidlige aldersgrupper finere end 1-5 år. De vegetationsændringer, som de fandt, skete i høj grad indenfor de første 10 år af successionen.

Artssammensætningen og udbredelsen af arterne indenfor de første 10 år forløb med et fald i antal og udbredelse af vedplanter, en forøgelse i udbredelsen af overdrevsspecialister og ingen ændringer for overdrevsgeneralister. Samme tendens til en komplet artssammensætning efter 10 år og en højere udbredelse af overdrevsspecialister jo ældre arealet var, fandt Albert et al. 2014 ligeledes. De fandt desuden, at artspuljerne på de omkringliggende arealer samt muligheden for frøspredning havde en indflydelse på successionen af arealerne. Latzel et al. 2011 fandt også, at i de tidlige stadier af successionen, når arterne skal etablere sig, betyder deres evne til at lave frøspredning mere end i senere stadier af successionen, hvor evnen til klonal spredning betyder mere for deres evne til at forblive og sprede sig på arealet (samt Albert et al., 2014; Kahmen & Poschlod, 2004).

1.5 Solindstråling

Keating et al. 2007 udledte en formel til at kombinere hældning og retning af et område til at udregne mængden af sollys, der rammer området omkring middag. Denne faktor kaldte de for Solar Radiation Index (SRI). Pykälä et al. 2005 brugte en lignende formel til at undersøge artsdiversiteten af overdrev og fandt, at solar radiation ingen signifikant effekt havde på artsrigdommen, men der var dog en tendens til, at overdrev med højere solar radiation havde en højere artsrigdom af sjældne og specialiserede arter. De mente, dette skyldes, at disse arter var tæt på deres nordlige udbredelsesgrænse, og derfor var afhængige af områder med mikrosites med meget sollys.

1.6 Pløjning

For at undersøge effekten af jordforstyrrelse på vegetationen af overdrev, opførte Schnoor & Olsson 2010 adskillige felter med pløjning af jorden på et overdrev i Sverige. Her fandt de, at pløjningen øgede artsrigdommen i forhold til de ikke-pløjede felter af overdrevet. Forøgelsen viste sig blandt andet at skyldes en stigning i forekomsten af nogle af de ønskede arter i området, der var tilpasset de tidlige succesionsstadier.

Et andet studie af Ödman et al. 2011 fandt til gengæld, at pløjning på et overdrev *ikke* øgede artsrigdommen, men kun øgede forekomsten af én ønsket art, klit-kambunke. De mente, at dette måtte skyldes de artsfattige omgivelser, som ikke gav mulighed for indvandring af ønskede arter, og at der var ekstremt næringsfattig jord på overdrevet. Schnoor et al. 2015 fandt ligesom Ödman et al. 2011, at pløjning ikke øgede antallet af ønskede arter, men han fandt dog, at artsrigdommen steg på de overdrev, der var udsat for pløjning. De mente også, at manglen på etablering af ønskede arter kunne skyldes mangel på donorarealer tæt på de pløjede overdrev.

1.7 Gamle og nye sandmarker i Mols Bjerge

Områderne i Mols Bjerge på Djursland rummer mange sure overdrev, der formentlig ad flere omgange har været gengroninger af sandmarker i et gammelt kulturlandskab. Store dele af overdrevene har som landsbyudmark siden oldtiden været opdyrket i korte perioder og på skift. Denne opdyrkning har typisk været udført ved, at arealerne blev pløjet og tilsået med afgrøder i en periode på 2-3 år, fx med rug og boghvede, hvorefter arealet var udpint for næringsstoffer (Gjelstrup et al. 2008). Herefter lå arealet i brak og akkumulerede igen næringsstoffer i helt op til 20-50 år på de dårlige jorde. I denne periode fik arealet lov til at gro til med planter, etableret fra frøpuljen eller tilført fra omkringliggende arealer, evt. spredt af vilde dyr eller husdyr. Dette, samt rydning af skov til udnyttelse som marker, og ekstensiv græsning på braklagte marker, førte til, at en rig overdrevsvegetation har eksisteret på arealerne i Mols Bjerge i gammel tid (Gjelstrup et al., 2008).

Den sidste sandmark, der blev pløjet og dyrket i den klassiske sandmarksdrift i Mols Bjerge, var i midten af 1960'erne, men ikke desto mindre ligger der, pga. den kulturhistoriske udnyttelse af arealerne, formentlig stadig en stor spiringedygtig frøpulje af overdrevsarter gemt i jorden, som ved en pløjning kan bringes til overfladen og muligvis spire på ny.

I et forsøg på at udforske effekt af pløjning på aktivering af frøpuljer hengemt i jorden og derved antallet af plantearter, udførte Naturhistorik Museum med Gjelstrup et al. 2008 i samarbejde med Naturstyrelsen, et pløjningsforsøg med forskellige plovtyper på tre arealer med forskellige kulturhistorie i Mols Bjerge. Arealerne var blevet pløjet for sidste gang i 1970-1980'erne og igen delvist i 2003. Alle arealer havde haft græsning i perioder siden deres sidste pløjning. På hvert af disse arealer blev der pløjet med tre forskellige plovtyper; hjulplov, svingplov og traktorplov (Gjelstrup et al., 2008).

Året efter pløjningen med de forskellige plovtyper blev artssammensætningen på de tre arealer undersøgt. I alt blev der fundet 119 arter, 114 af disse blev fundet i pløjefelterne, og 59 i kontrolfelterne uden pløjning. Hele 60 arter blev alene fundet i pløjefelterne, mens kun fem arter alene blev fundet i kontrolfelterne. Pløjningen viste sig altså at have en gavnlig effekt på antallet af plantearter fundet på arealerne et år efter pløjning. Svingploven viste sig desuden som den plovtype med den største aktivering af plantearter i frøpuljen. Arealerne pløjet i 70'erne og 80'erne havde desuden et større antal nye arter (49 arter) i forhold til arealet, der sidst var pløjet i 2003 (syv arter).

Mange af arterne gemt i frøpuljen i Mols Bjerge synes altså at være tilpasset til den primære succession, idet antallet af arter i dette forsøg næsten fordobles ved pløjning i forhold til kontrolområderne, der er længere henne i successions forløbet (Gjelstrup et al., 2008).

2 METODE OG MATERIALER

2.1 Artsdata, med 2x3 prøveflader i og lige uden for hver af de 18 sandmarksparceller

I hver sandmarksparcel blev der udlagt 3 prøveflader på følgende måde. De 18 digitaliserede marker i Mols Bjerge, blev tildelt 3 randomiserede punkter i ArcMap 10.3, tilpasset til GCS_WGS_1984 projektion. For at undgå overlap i datagrundlaget for cirklerne, blev de randomiserede punkter lagt med minimum 10 meter imellem hinanden. Da markerne ikke var præcist digitaliseret ift. deres aktuelle placering i Mols Bjerge, blev de randomiserede punkters placering manuelt tilpasset ved ankomst til markerne. For at undgå randeffekt fra omkringliggende arealer (Ebsen 2013) blev cirklerne lagt således, at der var min. 10 meter fra kanten af marken ind til kanten af cirklen.

IndUd: Der forelå ikke vegetationsanalyser fra sandmarksparcellerne før første pløjning i 2007. For alligevel at få et indtryk af "før-situationen" blev der – lige rundt om hver af de 18 sandmarksparceller – udlagt yderligere 3 prøveflader på følgende måde. Hver cirkel blev lagt vinkelret fra det nærmeste hjørne til et randomiseret punkt udenfor marken, således at der fra kanten af marken til kanten af cirklen var mindst 10 meter. Dette blev gjort for at undgå randeffekt fra marken. Hvis punktet ikke kunne placeres vinkelret fra hjørnet af marken, blev punktet flyttet, dog ikke længere væk end at der stadig var mindst 10 meter fra kanten af marken til kanten af cirklen.

Hver cirkel bestod af fire koncentriske cirkler med centrum i det randomiserede punkt. Inderst var

1. en Raunkjær-cirkel (Raunkjær 1910, radius ca. 18 cm)
2. dernæst en cirkel sv.t. 10 gange Raunkjær-cirklen
3. derefter en cirkel sv. t. 100 gange Raunkjær-cirklen
4. og yderst en cirkel med en 5 m radius som i NOVANA-metodik (bilag 6; Fredshavn et al. 2014).

Alle arter i Raunkjær-cirklen blev noteret først, og derefter blev kun nye arter, som ikke blev fundet i Raunkjær-cirklen, noteret i cirklerne udefter. Inden for 3die cirkel (10 m²), blev dækningsgraden i procent af hele cirklen vurderet for de mest dominerende arter. Desuden blev der noteret en gennemsnitlig vegetationshøjde (Fredshavn et al. 2014), hvorvidt cirklen var indenfor eller udenfor pløjefeltet (IndUd parameter), samt retning og hældning af cirklerne.

Data blev indsamlet i juni og starten af juli måned 2015. Fire planter var ikke mulige at bestemme ud fra deres vegetative skud og blev derfor udeladt fra data.

Værdier for Grime og Ellenberg blev efterfølgende fundet for de arter, der forekom i dataindsamlingscirklerne fra NOVANA samt The LEDA Traitbase. Det er værdier, der karakteriserer de forskellige arters livsstrategier (Grime CSR: Konkurrence (Competitive), Stress-tolerant og Forstyrrelses-tolerant (Ruderal)) eller tilpasninger/krav til levestedet (Ellenberg: Fugtighed, Lys, mm).

2.2 pH-målinger

Jordprøver fra midten af alle cirkler blev indsamlet i slutningen af august 2015, med henblik på måling af jordens pH. En prøve blev indsamlet ved at vegetationslaget blev fjernet, og jorden umiddelbart under laget blev anbragt i en papirpose.

Ved hjemkomst blev prøverne sat til tørring ved høj varme indtil de var fuldstændigt tørre. Efter tørring blev der afvejet ca. 10-13 g jord fra hver jordprøve. Jorden blev derefter homogeniseret i en morter for at undgå store klumper jord, og de største sten og rødder blev fjernet. Hver afmålt prøve blev derefter tilsat 0,01 M CaCl₂ svarende til 2.5 gange vægten af jord (Fredshavn et al. 2014). Prøven blev rystet, så jorden ikke lå i bunden af reagensglasset og sat til omrøring i 30 min. Efter omrøring stod prøverne stille i 20 min, for at jorden igen kunne bundfælde.

Efter jorden var bundfældet, blev pH af prøverne målt i vandfasen vha. et pH-meter (Radiometer analytical PHM220 Lab).

2.3 SRI

Retning og hældning blev målt i hver dataindsamlingscirkel. For at præcisere databehandlingen blev disse to parametre kombineret til et Solar Radiation Index (SRI) vha. den for-simplede formel i (Keating et al. 2007), som udregner et indeks, der er proportionalt med mængden af lys, der rammer et område omkring middag.

2.4 Vegetationshøjde

Da det beregnede græsningstryk, som hver dataindsamlingscirkel blev udsat for, var korreleret med den målte vegetationshøjde i cirklen, blev vegetationshøjden udeladt fra brug i modellerne (se bilag 2).

2.5 Græsningstryk

Hver pløjet mark, der indgik i forsøget, lå i en større indhegning der indeholdt én eller flere af forsøgsmarkerne, dog med undtagelse af mark 18, der ikke modtog nogen form for græsning. Tidsperioder, antal og art af de græssende dyr, der gik i hver af disse indhegninger, blev oplyst af Søren Rasmussen fra Naturstyrelsen. Ved at multiplicere antallet af dyr med antallet af dage, de befandt sig på arealet, divideret med antal dage på et år og til sidst divideret med antal ha af indhegningen, blev data omregnet til et dyr/ha. For at omregne til den standardiserede enhed DE (dyreenhed)/ha blev data derefter multipliceret med det respektive dyrs koefficient for dyreenhed (Buttenschøn 2014). Der blev desuden lavet to forskellige værdier for græsningstrykket ved at vægte græsningstrykkene indenfor årene tilbage i tiden med enten den samme vægtning for alle årene (Graestryk), eller med 50% fald i vægtningen, for hvert år tilbage i tiden fra i dag (Graestryk02). Da de pløjede forsøgsmarker i nogle år var selvstændigt indhegnet (bilag 1), og derfor ikke var udsat for græsning, blev disse år slettet fra udregningen af græsningstrykket for dataindsamlingscirklerne indenfor markerne.

Parameter	Forklaring
Treatment	Marker, der tidligere har været dyrkede som nåletræs-plantager (fræset for at knuse rødder mm), sammenlignes med marker, der ikke har (alene pløjet)
IndUd	Dataindsamlingscirkler der ligger udenfor pløjningsfelterne (Ud) sammenlignes med dataindsamlingscirkler der ligger indenfor pløjningsfelterne (Ind)
Graestryk	Effekt af højere græsningstryk på responsvariablen. Samme vægtning af græsningstryk imellem år
Graestryk02	Effekt af højere græsningstryk på responsvariablen. Der beregnes 50% fald i vægtningen af græstryk, for hvert år tilbage i tiden fra undersøgelsesåret (sommer 2015)
pH	Effekt af højere pH på responsvariablen
SRI	Effekt af højere SRI på responsvariablen
Faar, Faar/Kvaeg, Heste, Kvaeg	Effekten af græssende dyr sammenlignet med effekten af græsning af andre dyr på responsvariablen

2.6 Art af græssende dyr

De græssende dyr, der benyttes i Mols Bjerge, er køer, får og heste. Nogle steder i kombination med hinanden og andre steder alene. Måden, hvorpå græsning af forskellige dyrearter blev sammenlignet i R-inla modellerne, foregik ved, at effekten af hver af de fire typer: får, kvæg, får i kombination med kvæg og heste blev sammenlignet med effekten af de andre arter af græssende dyr end den selv. Grunden til dette er, at som før nævnt at kun mark 18 ikke modtog græsning, og derfor er der ikke et tilstrækkeligt datagrundlag for marker der ikke har modtaget græsning. Effekten af forskellige græssende dyr vil altså blive præsenteret som effekten af dyrets græsning, i forhold til andre græssende dyrs effekt.

2.7 Treatment

Nogle af de overdrev, der har indgået i dataindsamlingen, har førhen været dyrket med nåleskovsplantager og blev derfor, før pløjning på dem blev foretaget, fræset for at ødelægge eventuelle tilbageværende rødder (bilag 1). I denne parameter bliver marker, der tidligere har været anvendt som plantager, altså sammenlignet med marker, der ikke har.

2.8 Nitrogen-deposition

Data for nitrogen-depositionen blev modelleret vha. Danish Eulerian Hemispheric Model (DEHM), som er en model, der beregner depositionen på regional skala (Christensen 1997). Beregningerne suppleres af modellen Operational Model for Air Quality (OML-DEP), der udregner depositionen på lokal skala (Sommer et al. 2009). Opløsningen af data for nitrogen-depositionen er på 16.67 km x 16.67 km. Intervallet for nitrogen-depositionen i forsøgsområdet var fra 9,691 til 14,118 kg ha⁻¹år⁻¹.

2.9 Statistisk analyse

Modellerne til at forklare variationen i data for dækningsgraden af arter blev antaget at følge en beta binomial fordeling, da data for dækningsgraden af arter indeholder mange punkter med værdien nul og er rummeligt aggregerede. Data for dækningsgrader af arter passer derfor bedre med en beta binomial fordeling og ikke med en binomial fordeling (Damgaard 2009, Damgaard 2012).

Modellerne for artsrigdoms-analysen blev antaget at følge en Poisson fordeling (Damgaard et al. 2011). Ellenberg og Grime værdierne for planterne blev vægtet i forhold til dækningsgraden af planterne i dataindsamlingscirklerne, og modellerne antaget at følge en normal fordeling. Modellerne blev kørt med forskellige kombinationer af de forklarende variable: *Treatment*, *IndUd*, *Graestryk*, *Graestryk02*, *pH*, *SRI*, *Tot_N*, *Får*, *Får/Kvæg*, *Heste* og *Kvæg* som fixed effects, og effekten af cirkler indenfor samme mark som random effekt for at tage højde for korrelationen mellem cirkler i samme mark (Zuur et al. 2009).

Statistisk signifikans blev baseret på Bayesiansk statistik, hvor sandsynligheden af modellernes forklaring af data gives ved 95% credible intervals (CI) af marginalernes posterior fordeling. Forskellige modeller blev sammenlignet ved hjælp af deviance information criterion (DIC) værdier, med modellen med den laveste DIC som den bedst forklarende model (Damgaard 2012).

Artsrigdommen (alfa diversiteten) i to prøveflader kan sagtens have samme værdi, men forskellige arter. Udskiftningen af arter - beta diversiteten - imellem cirkler og marker blev estimeret ved hjælp af Jaccard index af presence/absence data og sammenlignet med student paired t-test (Legendre & Legendre 1998).

Sandsynligheden for forekomst af arter i dataindsamlingscirklerne blev estimeret ved hjælp af Böcher-modified Raunkjær metoden, hvor sandsynligheden for forekomst af arter i en cirkel svarende til den inderste Raunkjær cirkel, estimeres ved tre omkringliggende cirkler med centrum i samme punkt (bilag 6, Damgaard 2015).

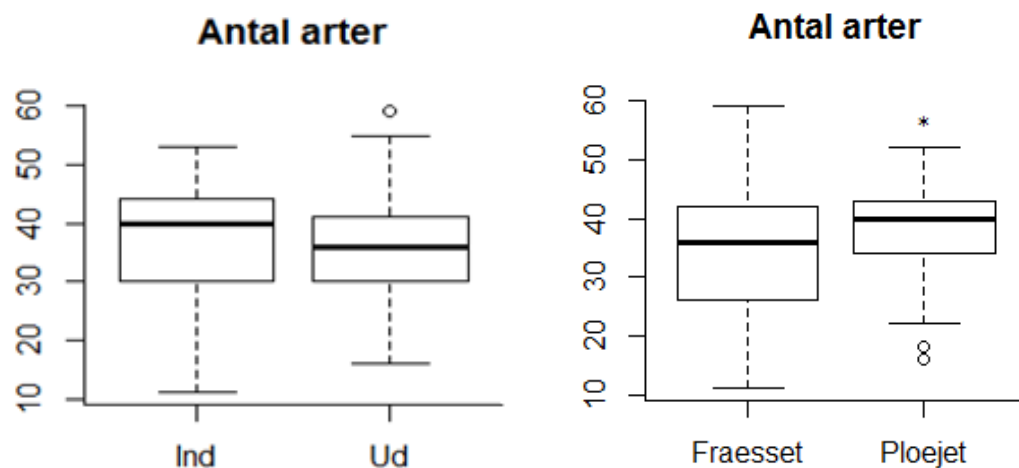
Böcher-modified Raunkjær analysen blev kørt i Mathematica version 10.3. Alle andre analyser blev kørt i R version 3.1.1. Modeller blev kørt i R ved hjælp af programmet R-inla.

3 RESULTATER

3.1 Artsantal

Der blev i alt registreret 166 plantearter i dataindsamlingen. 138 blev fundet på marker, der ikke før havde været plantager, og 144 blev fundet på marker, der havde været plantage. 22 plantearter var unikke for marker, der ikke før havde været plantage, og 28 var unikke for marker, der havde været plantage (bilag 3). Pløjning havde ingen signifikant effekt på antallet af arter på markerne, da 0 indgik i 95% CI for *IndUd* parameteren (Figur 2). 145 plantearter blev fundet indenfor pløjefelterne, og 141 blev fundet udenfor. 25 plantearter var unikke for pløjefelterne, mens 21 plantearter var unikke for udenfor pløjefelterne (se bilag 3). Middelværdien for antal fundne arter i dataindsamlingscirklerne indenfor pløjefelterne var 36,5 plantearter (min = 11, max = 53). Middelværdien for dataindsamlingscirklerne udenfor pløjefelterne var 33,5 (min = 16, max = 59). Umiddelbart ser det altså ikke ud til, at pløjning har haft den store effekt på antallet af plantearter på overdrevene.

Den bedste model til at forklare antallet af plantearter indeholdt parametrene: *Treatment - pløjet*, *Græstryk*, *pH* og *Heste* (DIC = 22104,22). *Treatment - pløjet* havde en signifikant positiv effekt på artsantallet ift. marker, der havde fået *Treatment - fræsset* (95% CI = 0,0753-0,5314; figur 3). En stigning i værdien af *Græstryk* og *pH* havde ligeledes en signifikant positiv effekt på artsantallet (95% CI = 0,3965-0,7018 og 95% CI = 0,0673-0,1002 henholdsvis). *Heste* havde en signifikant positiv effekt på artsantallet i forhold til græsning af andre dyr (95% CI = 0,1031-0,5907). Det skal dog nævnes, at modellen uden *Treatment* og *Heste* kun var marginalt dårligere til at forklare data (DIC = 22104,23). Nitrogen-depositionen havde ingen signifikant effekt på antallet af arter.



Figur 2-3: Antallet af plantearter i prøveflader - (figur 2, tv) hhv. indenfor pløjefelterne (Ind) og udenfor pløjefelterne (Ud) - og (figur 3, th) på marker hvor der før har været plantage (Fraeset) og marker der ikke har (Pløjet). Tyk sort linje i boxen repræsenterer medianen, bunden og toppen af boxen repræsenterer 25% og 75% percentilen og stiplede linjer repræsenterer minimum og maximum. *) Signifikant forskellig.

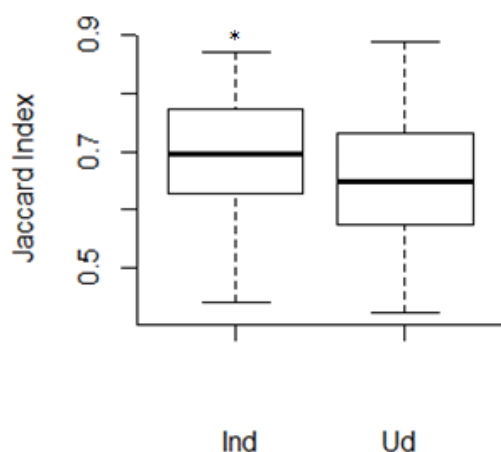
3.2 Artssammensætning

15 arter blev registreret som dominerende, nemlig 6 græsarter (*Deschampia flexuosa*, *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Anthoxanthum odoratum*, *Holcus lanatus* og *Holcus mollis*) og 8 urter (*Veronica officinalis*, *Pilosella officinarum*, *Galium verum*, *Cerastium semidecandrum*, *Achillea millefolium*, *Plantago lanceolata* & *Rumex acetosella*) sammen med "moss" som samlet taxon.

Beta diversiteten af artspuljerne for dataindsamlingscirklerne blev sammenlignet mellem cirkler indenfor – udenfor, indenfor – indenfor og udenfor – udenfor (tabel 1). Variansen af artspuljerne mellem marker var større end variansen imellem cirkler indenfor og udenfor ved samme mark (tabel 1). Variansen af Jaccard index imellem marker for dataindsamlingscirkler indenfor – indenfor og udenfor – udenfor, viste at beta-diversiteten af artspuljen imellem pløjede overdrev var større end imellem ikke-pløjede overdrev (t-test, p-value = 1,076e-06, figur 4).

Tabel 1. Middelværdi af Jaccard Index mellem alle mulige sammenligninger af dataindsamlingscirkler for hver mark, samt hvorvidt marken førhen har været udnyttet som plantage (+; n=11) eller ej (÷; n=7).

Mark	Indenfor - Udenfor	Indenfor - Indenfor	Udenfor - Udenfor	Plantage
1	0,557	0,676	0,625	+
4	0,504	0,644	0,594	+
7	0,536	0,639	0,643	+
9	0,493	0,648	0,597	+
10	0,459	0,634	0,576	+
11	0,507	0,702	0,669	+
12	0,430	0,683	0,642	+
13	0,440	0,697	0,656	+
14	0,556	0,682	0,643	+
15	0,619	0,755	0,659	+
16	0,605	0,762	0,683	+
2	0,620	0,703	0,706	÷
3	0,613	0,711	0,676	÷
5	0,640	0,703	0,686	÷
6	0,505	0,715	0,718	÷
8	0,586	0,662	0,610	÷
17	0,502	0,654	0,591	÷
18	0,660	0,799	0,761	÷
Mean	0,546	0,693	0,652	

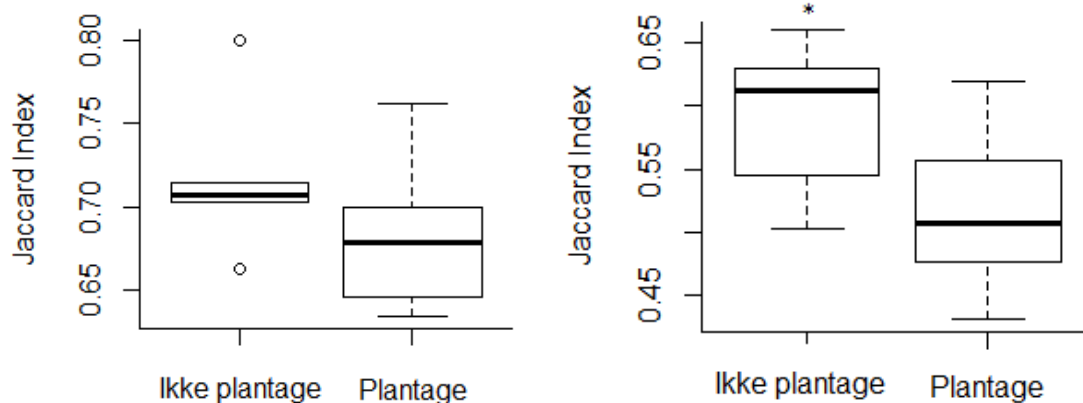


Figur 2. Fordeling af Jaccard Index i sammenligning af prøveflader hhv. indenfor (Ind) og udenfor (Ud) sandmarksparcellerne. Tyk sort linje i boxen repræsenterer medianen, bunden og toppen af boxen repræsenterer 25%- og 75%-percentilen, og stiplede linjer repræsenterer minimum og maximum.

*) Signifikant forskellig.

Beta-diversiteten for marker, der førhen har været udnyttet som plantage, blev sammenlignet med marker, der ikke førhen har været plantage, for at undersøge eventuelle forskelle i etablering af planter (tabel 1). Der blev ikke fundet signifikant forskel imellem artspuljen på marker, der har været plantage, og marker der ikke har (t-test; p-value = 0,1544, figur 5). Middelværdien af beta-diversiteten for marker, der har været plantage, var dog lavere end for marker, der ikke har, mens variansen var større for marker, der har været udnyttet som plantage, end variansen for marker der ikke har (figur 5).

En t-test af Jaccard index for indenfor–udenfor beta-diversitet imellem marker, der før havde været plantager, med marker der ikke før har været plantager, viste, at der var en signifikant større beta-diversitet imellem cirkler indenfor – udenfor ved marker, der ikke før havde været plantager, end marker der havde været (t-test; p-value = 0,03768, figur 6).



Figur 3-6. TV (fig. 5) Jaccard Index viser beta-diversiteten i sandmarks-prøvefelter (Ind) i sammenligning mellem sandmarker, der har været plantager (Plantage) vs dem der ikke har (Ikke plantage). TH (fig 6) Jaccard Index viser beta-diversiteten mellem prøvefelter indenfor og udenfor sandmarken for hhv. sandmarker med fortid som plantage vs dem der ikke førhen var plantage.

Tyk sort linje i boxen repræsenterer median, bund og top af box repræsenterer 25%- og 75%-percentil, og stiplede linjer repræsenterer minimum og maximum. *) Signifikant forskellig.

3.3 Analyser ift plantetyper, Ellenberg- og Grime-værdier

Effekten af de fundne parametre på den plantedækningsgrads vægtede værdi af forskellige planters Ellenberg- og Grime-værdier blev undersøgt (bilag 9).

For Grime C (GC) indeholdt den bedst forklarende model variablene: *IndUd – Ud* (se bilag 7), *Graestryk*, *pH* og *SRI* (DIC = 8605,47). Alle variable havde en signifikant negativ effekt på GC værdien (95% CI = $\pm 0,3072$ – $\pm 0,2054$; 95% CI = $\pm 3,5284$ – $\pm 2,0673$; 95% CI = $\pm 0,7009$ – $\pm 0,5365$, 95% CI = $\pm 0,2308$ – $\pm 0,1518$ henholdsvis). *Graestryk02* i modellen i stedet for *Graestryk* havde en signifikant positiv effekt (95% CI = 0,3928–0,8854), men var ringere til at forklare data (DIC = 8644,48).

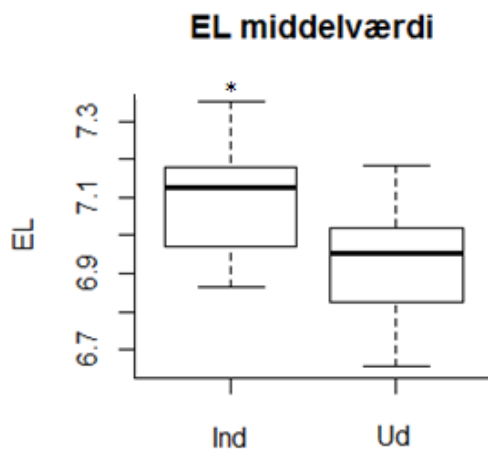
For Grime R (GR) indeholdt den bedst forklarende model variablene: *Treatment – Pløjet* (se bilag 8), *IndUd – Ud* (se bilag 7), *Graestryk02*, *pH*, *SRI* og *FårKvæg* (DIC = 7165,42). *Treatment – Pløjet* og *pH* havde begge en signifikant positiv effekt på GR (95% CI = 0,0468–1,1041 og 95% CI = 1,2865–1,4193 henholdsvis). *IndUd – Ud*, *Graestryk02*, *SRI* og *FårKvæg* havde alle en signifikant negativ effekt på GR (95% CI = $\pm 0,4100$ – $\pm 0,3040$, 95% CI = $\pm 1,1030$ – $\pm 0,6985$, 95% CI = $\pm 0,1372$ – $\pm 0,0706$, 95% CI = $\pm 1,0184$ – $\pm 0,0389$ henholdsvis). Modellen med *Graestryk* uden *Graestryk02*, hvor *Graestryk* havde en signifikant positiv effekt på GR (95% CI = 0,6941–1,7966), var dårligere til at forklare data (DIC = 7222,39).

For Grime S (GS) indeholdt den bedst forklarende model variablene: *IndUd – Ud* (se bilag 7), *Graestryk*, *pH*, *SRI* og *FårKvæg* (DIC = 8391,15). *IndUd – Ud*, *Graestryk*, *SRI* og *FårKvæg* havde en signifikant positiv effekt på GS værdien (95% CI = 0,7041–0,8026, 95% CI = 0,7414–2,1773, 95% CI = 0,2887–0,3652, 95% CI = 0,1196–1,5256 henholdsvis), mens *pH* havde en signifikant negativ effekt på GS (95% CI = $\pm 0,8167$ – $\pm 0,6572$). Samme model med *Treatment – Pløjet*, uden *FårKvæg* og med *Graestryk02* i stedet for *Graestryk*, hvor *Graestryk02* havde en signifikant positiv effekt på GS (95% CI = 0,0296–0,5072), var dårligere til at forklare data (DIC = 8410,34).

Ellenberg lys (EL) blev bedst forklaret af modellen med variablene: *IndUd – Ud* (se bilag 7), *Graestryk02*, *pH* og *SRI* (DIC = 1339,08). *Graestryk02* havde en signifikant negativ effekt på EL (95% CI = $\pm 0,5546$ – $\pm 0,3711$). *IndUd – Ud*, *pH* og *SRI* havde alle en signifikant positiv effekt på EL (95% CI = 0,0556–0,1037, 95% CI = 0,2382–0,2984, 95% CI = 0,0201–0,0504 henholdsvis). Med *Graestryk*, som havde en signifikant negativ effekt i modellen, mistede *IndUd – Ud* sin signifikans, og modellen forklarede data dårligere (DIC = 1428,33).

Ellenberg reaktivitet (ER) blev bedst forklaret af modellen med variablene: *IndUd – Ud* (se bilag 7), *Graestryk*, *pH*, *SRI* og *Får/Kvæg* (DIC = 5031,53). *IndUd – Ud* og *pH* havde begge en signifikant positiv effekt på ER (95% CI = 0,1450-0,2077, 95% CI = 0,9306-1,0322 henholdsvis), mens *Graestryk*, *SRI* og *Får/Kvæg* havde en signifikant negativ effekt (95% CI = ÷1,3658-÷0,4379, 95% CI = ÷0,1522-0,1035, 95% CI = ÷1,4424-÷0,0477 henholdsvis). *Graestryk02* i modellen havde også en signifikant negativ effekt, men forklarede data dårligere (DIC = 5039,43).

Ellenberg nitrogen (EN) blev bedst forklaret af modellen med variablene: *IndUd – Ud* (se bilag 7) og *SRI* (DIC = 4605,29). *IndUd – Ud* havde en signifikant positiv effekt på EN (95% CI = 0,0983-0,1574), mens *SRI* havde en signifikant negativ effekt (95% CI = ÷0,1903-÷0,1439). Hverken *Graestryk* eller *Graestryk02* var signifikante i modellen. *Treatment – Pløjet* havde en signifikant positiv effekt i modellen (95% CI = 0,3874-0,18697), men data blev forklaret ringere med den i modellen (DIC = 4609,41).



Figur 4. Middelværdier for Ellenberg-Lys for prøveflader hhv. indenfor (Ind) og udenfor (Ud) pløjede marker. Tyk sort linje i boxen repræsenterer median, bund og topp af boxen 25%- og 75%-percentil, og stiplede linjer repræsenterer minimum og maximum.

*) Signifikant forskellig.

For EL må den positive effekt af *IndUd – Ud* skyldes nogle få dominerende arter, da middelværdien af EL var signifikant større i cirklerne indenfor marker, end i cirklerne udenfor (t-test, p-value = 0,001587, se figur 7). For de andre plantetræk passede fordelingen af middelværdierne af trækkene med den for de vægtede træk.

3.4 Dækningsgrad

Indflydelsen af de indsamlede parametre, på dækningsgraden af de mest dominerende græsser, urter og mosser blev undersøgt. Seks græsarter, otte urtearter og mos som samlegruppe blev undersøgt.

3.4.1 Græsser

Effekten af pløjning på græsserne havde hos fire af de undersøgte arter (rød-svingel, alminde-lig hvene, fløjlsgræs og krybende hestegræs) en positiv indflydelse på deres dækningsgrad, mens den hos to arter (bølget-bunke og vellugtende gulaks) havde en negativ effekt (Bilag 4).

For rød-svingel havde marker, der ikke før havde været udnyttet som plantage, en højere dækningsgrad af rød-svingel end marker, der havde. Ingen af de andre græsarter havde en signifikant indflydelse fra historikken, på deres dækningsgrad (Bilag 4).

Effekten af et højere græsningstryk var for fire af arterne positiv (bølget-bunke, almindelig hvene, vellugtende gulaks og krybende hestegræs), og for rød-svingel var effekten negativ. Fløjlsgræs viste ingen signifikant effekt af græsningstrykket på dens dækningsgrad. For almindelig hvene og for krybende hestegræs var modellen med *Graestryk02* bedst til at forklare variationen i dækningsgraden af disse arter, hvorimod *Graestryk* var den bedst forklarende parameter hos de andre tre arter (Bilag 4).

Effekten af højere pH på dækningsgraden af græsser var generelt negativ. Kun hos vel-lugtende gulaks havde højere pH en positiv effekt på artens dækningsgrad (Bilag 4).

Højere SRI havde hos tre af græsarterne (bølget-bunke, rød-svingel og vellugtende gulaks) en positiv effekt på arternes dækningsgrad, mens den hos de andre tre arter (almindelig hvene, fløjlsgræs og krybende hestegræs) havde en negativ effekt (Bilag 4).

Arten af græssende dyr havde hos fire af arterne en signifikant effekt på dækningsgraden. *Får/Kvæg* i forhold til græsning af andre dyr, havde hos bølget-bunke og vellugtende gulaks en positiv effekt på dækningsgraden, mens de hos rød-svingel havde en negativ effekt. *Heste* havde en positiv effekt på dækningsgraden af fløjlsgræs, i forhold til græsning af andre dyr. Græsning af *Kvæg* havde desuden en signifikant negativ effekt på dækningsgraden af vel-lugtende gulaks (Bilag 4). Nitrogen-depositionen havde ingen effekt på dækningsgraden af græsserne.

3.4.2 Urter

Pløjning havde for fire af urterne (blåmunke, femhannet hønsetarm, lancet-vejbred og rødknæ) en signifikant positiv effekt på deres dækningsgrad, mens det hos de fire andre (læge-ærenpris, håret høgeurt, gul snerre og almindelig røllike) havde en signifikant negativ effekt (Bilag 4).

For to af urtearterne (læge-ærenpris og almindelig røllike) havde historikken en signifikant effekt på deres dækningsgrad. Marker, der ikke før havde været brugt som plantager, havde signifikant højere dækningsgrader af almindelig røllike, hvorimod marker, der før havde været udnyttet som plantager, havde større dækningsgrad af læge-ærenpris (Bilag 4).

Effekten af et højere græsningstryk havde for fire af urterne (blåmunke, femhannet hønsetarm, lancet-vejbred og rødknæ) en signifikant positiv effekt på deres dækningsgrad, hvorimod det hos læge-ærenpris og almindelig røllike havde en signifikant negativ effekt (Bilag 4). For håret høgeurt og gul snerre havde græsningstrykket ingen effekt på deres dækningsgrad. Modellen med *Græstryk02* var bedst til at forklare dækningsgraden af blåmunke og almindelig røllike, mens modellen med *Græstryk* var bedst hos de andre fire arter.

Effekten af en stigning i pH på dækningsgraden var for femhannet hønsetarm og almindelig røllike signifikant positiv, mens den hos blåmunke og rødknæ var signifikant negativ (Bilag 4). For de sidste fire arter havde pH ingen signifikant effekt på dækningsgraden.

Højere SRI havde for fire af urterne (håret høgeurt, gul snerre, femhannet hønsetarm og rødknæ) en signifikant positiv effekt på dækningsgraden, hvorimod den hos blåmunke havde en signifikant negativ effekt (Bilag 4). For de andre tre arter havde SRI ingen signifikant effekt på dækningsgraden.

Kun for læge-ærenpris og rødknæ havde arten af græssende dyr en signifikant effekt på dækningsgraden. *Får/Kvæg* havde her en signifikant negativ effekt på læge-ærenpris' dækningsgrad og en signifikant positiv effekt på rødknæs dækningsgrad i forhold til andre arter af græssende dyr. Desuden havde græsning af *Heste* en signifikant positiv effekt på dækningsgraden af læge-ærenpris (Bilag 4). Nitrogen-depositionen havde ingen effekt på dækningsgraden af urterne.

3.4.3 Mosser

For mosser havde marker, der før havde været plantager, en højere dækningsgrad, end marker der ikke havde (Bilag 4). Pløjning havde en signifikant negativ effekt på dækningsgraden af mosser. Modellen med *Græstryk02* var bedst til at forklare dækningsgraden af mos og højere græsningstryk havde en signifikant positiv effekt på dækningsgraden. pH havde ingen signifikant effekt på dækningsgraden af mosser, men var dog tæt på at være signifikant positiv. Højere SRI havde en signifikant positiv effekt på dækningsgraden af mosser (Bilag 4). Nitrogen-depositionen havde ingen effekt på dækningsgraden af mosser.

3.5 Modified Böcher

Indflydelsen af nogle af de indsamlede parametre på sandsynligheden for forekomst i dataindsamlingscirklen blev undersøgt for de samme seks græsarter og otte urtearter.

3.5.1 Græsser

For tre af græsserne (Bølget Bunke, Fløjlgræs og Rød-Svingel) havde pløjning en signifikant positiv indflydelse på sandsynligheden for forekomst (Bilag 5). For de andre tre græsser havde pløjning ingen signifikant effekt.

Et højere græstryk havde for Rød-Svingel en signifikant negativ effekt på artens forekomst (Bilag 5). Græstrykket havde ingen signifikant effekt på de andre fem arter.

Effekten af en højere pH på sandsynligheden for forekomst i dataindsamlingscirklerne var for tre af græsserne (fløjlgræs, Rød-Svingel og Vellugtende Gulaks) signifikant positiv, mens den hos de sidste tre ingen signifikant effekt havde (Bilag 5).

SRI havde ingen signifikant effekt på sandsynligheden for forekomst på nogen af græsarterne.

3.5.2 Urter

Effekten af pløjning på sandsynligheden for forekomst i dataindsamlingscirklerne var for fire af urterne (Almindelig Røllike, Gul Snerre, Håret Høgeurt og Læge-Ærenpris) signifikant positiv, mens den hos Rødknæ var signifikant negativ (Bilag 5). For de sidste tre urter havde pløjning ingen signifikant effekt.

Et højere græsningstryk havde for Læge-Ærenpris og Lancet-Vejbred en signifikant positiv effekt på sandsynligheden for forekomst, mens der ingen signifikant effekt var på de andre seks arter (Bilag 5).

En stigning i pH havde for Rødknæ en signifikant negativ effekt på forekomst, mens det hos de andre syv havde en signifikant positiv effekt på sandsynligheden for forekomst (Bilag 5).

SRI havde ingen signifikant effekt på sandsynligheden for forekomst på nogen af urterne.



Visse énårige pionérarter kan ligge mange år i frøpuljen og kan blive meget dominerende i de første 1-2 år efter pløjning i sandmarker, som fx Alm. Stedmoder (tv). Alle sandmarker i dette forsøg var dog i 3die år af gengroning efter seneste pløjning, hvor arter som Rødknæ og Blåmunke (th: hhv midt og forneden tv).

4 DISKUSSION

4.1 Pløjning

Pløjning havde i forsøget ingen signifikant effekt på artsrigdommen af sandmarkerne (Figur 2). Gjelstrup et al. 2008, som også kiggede på plantearter efter pløjning i Mols Bjerge, fandt ligeledes ikke nogen signifikant forskel i artsrigdommen på arealer, der var pløjet, sammen-lignet med kontrolområder. Sammenlignet med Gjelstrup et al. 2008 var de pløjede marker og mine kontrol områder langt mere artsrige med henholdsvis 145 og 141 arter, specielt med kontrolområderne som langt mere artsrige. Af spændende arter fundet i pløjefelterne i Gjelstrup et al. 2008, som også blev fundet i dette forsøg var spergel (3 cirkler indenfor), storbægret storkenæb (2 cirkler indenfor, 4 cirkler udenfor) og gul evighedsblomst (1 cirkel indenfor). Holst 1987 nævner også de flerårige planter slangehoved (10 cirkler indenfor, 1 cirkel udenfor), læge oksetunge (13 cirkler indenfor, 5 cirkler udenfor) og bitter bakkestjerne (1 cirkel indenfor, 1 cirkel udenfor) som nogle af de spændende arter, der kan findes i de tidlige successionsstadier af opgivne sandmarker. Gilhaus et al. 2015 nævner desuden dværgbunke (34 cirkler indenfor, 26 cirkler udenfor), femhannet hønsetarm (Bilag 4), museurt (14 cirkler indenfor, 3 cirkler udenfor), firling (1 cirkel indenfor), liden fugleklo (5 cirkler indenfor, 4 cirkler udenfor) og blåmunke (Bilag 4) som spændende arter, der havde højere dækningsgrad på marker, der havde været udsat for fjernelse af det øverste lag jord. Pløjningen i Mols Bjerge har altså, på trods af ikke at have en positiv effekt på artsrigdommen af planter på overdrevene, tydeligvis haft en positiv effekt på udbredelsen og forekomsten af mange af de specialiserede og spændende plantearter på sandmarkerne i forsøget (bilag 4 og 5). Dette kan også ses i den større beta diversitet imellem dataindsamlingscirklerne i de pløjede sandmarker ift. dataindsamlingscirklerne i de ikke pløjede sandmarker, som viser, at artspuljen er mere divers efter pløjning (Figur 4). Mange andre forsøg har ligeledes fundet en positiv effekt på sand græslandsspecialister ved forstyrrelse af jorden, dog tit med en anden metode – fjernelse af det øverste lag jord og i nogle tilfælde tilførsel af hø fra donor arealer, som virkemiddel (Eichberg et al. 2010; Gilhaus et al. 2015; Kiehl & Pfadenhauer 2007; Olsson & Ödman 2014). Olsson & Ödman 2014 finder ligefrem, at fjernelse af det øverste lag jord er et bedre virkemiddel end pløjning til at fremme etableringen af sand græslandsspecialister. Ödman et al. 2011 fandt, ligesom i denne undersøgelse, at dækningsgraden af mosser faldt ved pløjning.

Da mange af plantearterne tilpasset til forstyrrede sandmarker er ruderales i deres livsstrategi, var det forventeligt, at pløjning ville have en positiv effekt på deres dækningsgrad (se GR i Bilag 7; Gilhaus et al. 2015). Mange ruderales arter er ligeledes enårige planter, så det kunne forventes, at antallet af enårige planter ville være højere efter pløjning (Schnoor & Olsson 2010). Dette var dog kun tæt på at være signifikant (paired t-test, p-value = 0,06755). Modsat vil arter tilpasset senere succesionsstadier med mere stress og mere konkurrence, forventes at udvise en negativ effekt ved pløjning (Albert et al. 2014). Dette viste sig også at passe for arter bedre tilpasset til stress, men ikke for arter bedre tilpasset til konkurrence (se GS og GC i bilag 7). For de undersøgte Ellenberg værdier ser det ud til, at plantesamfundet har udviklet sig til at bestå af arter tilpasset lavere nitrogen tilgængelighed, lysindfald og pH værdi (se EN, EL og ER i bilag 7). Selvom dækningsgraden af arter tilpasset lav pH var højere efter pløjning, havde pløjning dog ikke nogen direkte signifikant effekt på pH værdien imellem pløjede og ikke pløjede felter (paired t-test, p-value = 0,1729). Disse resultater passer nogenlunde overens med Schnoor et al. 2015, som også fandt, at deres uforstyrrede mål-plots havde højere EL og ER værdier end deres forstyrrede plots. De fandt derimod, at deres forstyrrede plots havde en højere EN værdi end de uforstyrrede, modsat mine resultater. Dette må dog siges at være et godt resultat, da det altså lader til, at pløjningen har givet plads til mere nøjsomme arter, hvilket også er et punkt, som Schnoor et al. 2015 slår ned på, nemlig at jordforstyrrelsen ikke så ud til at have gjort arealerne i deres forsøg bedre egnet for de ønskede arter. En forklaring på forskellen imellem vores undersøgelser kan være effekten af græssende dyr på heterogeniteten af nitrogen i jorden (Liu et al. 2015). Schnoor et al. 2015 fandt desuden, at deres forstyrrede arealers artspulje i løbet af de 4 år, de fulgte successionen, bevægede sig imod den samme artspulje som de omkringliggende arealer (se også Albert et al. 2014). Da jeg kun har et øjebliks billede fra successionen på mine arealer, er det sværere at sige, hvorvidt dette gør sig gældende for mine arealer, men man kan dog se, at beta diversiteten for dataindsamlingscirkler indenfor og udenfor mine pløjefelter, ikke er særlig høj i forhold til imellem forskellige marker (tabel 1). Dette understreger vigtigheden af fortsat forstyrrelse på pløjefelterne, hvis man vil opretholde en anderledes artssammensætning end de omkringliggende arealer.

Hvorvidt arterne, der er etableret efter pløjning, er fra en frøbank hengemt i jorden, eller de er indvandret fra omkring- eller fjernere liggende arealer, er svært at udlede ud fra mine data. I litteraturen finder nogle studier, at frøbanken på et givent areal kan være tilstrækkeligt til, at typiske overdrevsarter kan etablere sig igen (Gilhaus et al. 2015; Olsson & Ödman 2014), mens andre finder, at det er nødvendigt at tilføre frø ved hjælp af f.eks. afklippet plante-materiale fra donor arealer (Bossuyt et al. 2006; Eichberg et al. 2010; Jonason et al. 2014; Kiehl & Pfadenhauer 2007; Pärtel et al. 1998). Grunden til, at arter tilpasset til forstyrrede sandmarker har svært ved at indvandre på egen hånd, skyldes deres ofte dårlige evne til at sprede sig ved hjælp af frø, og i nogle tilfælde manglen på græssende dyr til langdistance transport af frø (Eichberg et al. 2010; Gilhaus et al. 2015; Schnoor et al. 2015). Dette sidste punkt tænkes dog ikke at være gældende for Mols Bjerge, da de græssende dyr jævnligt flyttes rundt fra overdrev til overdrev.

4.2 Historik

Sandmarker, der ikke har været udnyttet som træplantage, og derfor har haft en længere historik som sandmark, havde en signifikant større artsrigdom end sandmarker, der havde været træplantager (figur 3). Med hensyn til forekomsten af spændende, specialiserede sand græslands plantearter, var betydningen af historikken dog ikke så tydelig fordelt som ved pløjning. Arter som spergel, bitter bakkestjerne og liden fugleklo (ét fund på plantage) blev dog hovedsageligt fundet på marker, der ikke tidligere havde været plantager. Andre undersøgelser har ligeledes fundet, at artsrigdommen stiger fra nyligt opgivne overdrev til overdrev, der har været opgivet i længere tid (Albert et al. 2014; Bonet 2004; Inouye et al. 1987). Artspuljen på sandmarkerne i Mols Bjerge, der blev opgivet fra den klassiske sand-marksdrift i 60'erne, må altså tænkes at have en rimelig komplet artspulje, da Albert et al. 2014 og Csecserits & Rédei 2001 fandt, at artspuljen for overdrevsarter var komplet med mange specialiserede arter indenfor de første 10 år efter, de var blevet opgivet. Artspuljen på omkringliggende arealer har ligeledes indflydelse på hvor succesfuld en genopretning af artsdiversiteten på en restoreret mark, man kan opnå (Albert et al. 2014; Cousins & Aggemyr 2008).

Beta-diversiteten imellem markerne, der ikke før har været plantager, var højere og varierede mindre, end for marker der har været plantager, dog uden at forskellen var signifikant (figur 5). Ligeledes var beta diversiteten imellem dataindsamlingscirkler indenfor – udenfor signifikant større for marker, der ikke før har været plantager, end marker der har været (figur 6). Om dette skyldes, at der er en større og mere divers frøbank, eller flere arter tilstede på omkringliggende arealer, ved arealer der ikke før har været plantager, er som før nævnt svært at udlede ud fra mine data. En tendens til en større variation i artspuljen på sandmarker uden tidligere træplantage ser dog ud til at være tilstede. Maccherini & De Dominicis 2003 fandt desuden, at frøbanken efter rydning af træplantager på gamle overdrev ikke er tilstrækkelig til at genoprette artspuljen.

Betydningen af sammenhængen og fragmenteringen af overdrevsarealer i gammel tid er i andre undersøgelser blevet påvist at have indflydelse på, hvordan artsdiversiteten fordeler sig i nutiden (Cousins 2009; Helm et al. 2006; Lindborg & Eriksson 2004). Da jeg i mine data ikke præcist kan se, hvornår fra og i hvor lang tid mine sandmarker har været udnyttet som plantager, kan dette tænkes at spille ind i hvorledes artsdiversiteten fordeler sig imellem markerne. Jonason et al. 2014 finder ligeledes, at ryddede plantager, der før har været overdrev, havde en artsrigdom, der var 36% højere og med 35% flere indikator arter end ryddede plantager, der ikke før har været overdrev. Marker, der ikke førhen har været plantager, havde også en højere dækningsgrad af arter tilpasset forstyrrede forhold med høje GR værdier (bilag 8). Derudover ser det ikke ud til, at historikken har den store effekt på dækningsgraden af plantearter, da kun en græs og to urter viste en effekt af tidligere plan-tagedrift (bilag 8). Marker, der før har været plantager, havde desuden en større dæknings-grad af mosser (bilag 8). Hvad der har været dyrket på markerne i gammel tid, kan også have indflydelse på hvilke arter, der kan etablere sig under successionen (Bonet 2004).

Nogle af de arter, der findes på sandmarkerne i Mols Bjerge, kan desuden tænkes at være en del af en restpopulation, der lever under ændrede biotiske forhold, som på længere sigt ikke vil kunne opretholdes (Ove Eriksson 1996). Disse populationer omfatter en "extinction debt", som i fremtiden vil uddø, hvis disse ændrede betingelser består (Hylander & Ehrlén 2013; Kuussaari et al. 2009). Dette vil altså muligvis ændre yderligere på artspuljerne og artsdiversiteten imellem arealerne i fremtiden.

4.3 Græsning

Et højere græsningstryk havde en positiv effekt på artsrigdommen, og overdrev med græsning af heste havde ligeledes en højere artsrigdom end ved græsning af andre dyr. Andre studier har også fundet, at ekstensiv græsning øger artsrigdommen og artsdiversiteten på overdrev (Dupré & Diekmann 2001; Hansson & Fogelfors 2000; Olff & Ritchie 1998) bl.a. igennem skabelse af mikrosites til spiring, græsning af dominerende arter og spredning af frø imellem arealer (Eichberg et al. 2010; Olff & Ritchie 1998; Walker et al. 2004; Ödman et al. 2012). Desuden kan græsning fremme overlevelsen og forekomsten af enårige planter, som typisk forekommer i de tidlige stadier af successionen som på forstyrrede sand græsland (Bonet 2004; Bullock et al. 2001; Gibson et al. 1987). At græsningstrykket og en af de større græs-sende dyrearter ikke havde en positiv effekt på GR, men derimod en negativ effekt var derfor uventet, ligesom effekten på GS også var uventet, da græsning er en forstyrrelse og ikke en stress faktor (bilag 9). Den negative effekt af græsning på GC kan skyldes, at arter tilpasset konkurrence ofte ikke tåler forstyrrelser (Grime 1977). Som før nævnt fandt Liu et al. 2015 (samt Buttenschøn 2007), at græsning påvirkede heterogeniteten af nitrogen i jorden, og derfor kunne man også have forventet at se en effekt af græsning på EN, men her var der heller ingen signifikant effekt (bilag 9). Ligeledes ville man også forvente, at artsrigdommen af planter tilpasset til lavere lysmængde, såsom visse urter, ville vinde på et højere græsningstryk, da vegetationen bliver mere lysåben. Her viste resultaterne også, at græsningstrykket havde en negativ effekt på EL værdien for plantesamfundene (bilag 9).

Mange studier finder også, at da græsning resulterer i lavere og mere lysåben vegetation, ser man ofte en tendens til, at diversiteten og udbredelsen af urter responderer mere positivt på mere græsning end f.eks. græsser (Bullock et al. 1994; Dupré & Diekmann 2001; Hansson & Fogelfors 2000; Walker et al. 2004). Et højere græsningstryk havde også en positiv effekt på forekomsten af to urter og en negativ effekt på en af græsserne i mine data (bilag 5). Dækningsgraden af græsser så dog ikke ud til at følge forventningen, da et højere græsnings-tryk havde en positiv effekt på fire og en negativ effekt på 2 (bilag 4). For urterne var effekten af et højere græsningstryk det samme med en positiv effekt på fire urter og en negativ effekt på to (bilag 4). Grunden til, at nogle af mine resultater ikke stemmer godt overens med andre studier, må skyldes, at jeg mangler inddragelsen af kontrol plots uden græsning i mine data. Alle mine sandmarker har haft græsning og lang tid til at overdrevsvegetationen har kunnet udvikle sig, siden de blev opgivet som dyrkede arealer. Artspuljen på overdrev er som før nævnt fundet at være komplet allerede 10 år efter ophør af dyrkning (Albert et al. 2014; Csecerits & Rédei 2001).

Med hensyn til effekten af hvilken art af græssende dyr, der var på markerne, havde kombinationen af får og kvæg ofte en effekt på parametrene (bilag 4 og 9). Liu et al. 2015 finder også, at effekten af græsning med kombinationen af får og kvæg vedligeholdte artsdiversiteten og heterogeniteten af nitrogen i jorden på artsrige overdrev. Dette kan skyldes de forskellige måder, hvorpå kvæg og får græsser – med får som mere selektive i deres fødevalg og kvæg med mere kvantitativ, tilfældig græsning. Kvæg alene vedligeholdte desuden artsdiversiteten og øgede heterogeniteten af nitrogen i jorden på artsrige overdrev. Süß & Schwabe 2007 fandt også, at æsler, som er i familie med heste, mindskede forekomsten af klonale græsser og øgede mængden af mikrosites, hvor arter kan etablere sig.

During & Willems 1986 fandt, at antallet og udbredelsen af mosser faldt som følge af ophør af græsning på hollandske overdrev. Dette skete formentlig på grund af manglen på åben vegetation, som førte til skygning og ændring i fugtighedsforholdene for mosserne. I led med disse resultater fandt jeg, at et højere græsningstryk havde en positiv effekt på dækningsgraden af mosser på overdrevene (bilag 4).

Det uvægtede græsningstryk imellem årene var generelt bedst til at forklare dækningsgraden af arter på sandmarkerne (bilag 4), mens det var delt for dækningsgraden af Ellenberg- og Grime-værdier (bilag 9). Fortegnet for det vægtede og det uvægtede græsningstryk skiftede for det meste imellem de to, i forhold til deres effekt på en given variabel. Hvorvidt dette skyldes regnemethoden eller en bagvedliggende sammenhæng, har jeg svært ved at konkludere. Det kan dog siges, at da arter tilpasset forstyrrede sandmarker som før nævnt ofte er enårige, kan man tænke sig, at græsningstrykket imellem vækstsæsoner ikke har den samme effekt på de enårige-planter som for de flerårige arter. Derfor er der for arter tilpasset sandmarker ikke forskel i betydningen af græsning imellem årene, men blot indenfor hvert år. Da litteraturen på forsøg, der kigger på vægtning af græsningstryk imellem år, ikke lader til at være omfattende, har jeg ikke kunnet finde artikler om emnet til at understøtte mine resultater.

4.4 pH

Som før nævnt ændrede pløjning ikke på pH-værdien for markerne, som lå i intervallet 3,19-5,84. Olsson et al. 2009 samt Schnoor & Olsson 2010 finder også, at pløjning ikke ændrer på pH-værdien af pløjede områder. Sandmarker med en højere pH havde en højere artsrigdom end marker med lav pH i mine data. Dette kunne også ses i den positive effekt af højere pH på forekomsten af tre græsser og syv urter (bilag 5). Dette stemmer overens med forventningerne, da artspuljen tilpasset til høj pH er større i Europa end artspuljen tilpasset til lav pH. Derfor ses der typisk en positiv sammenhæng mellem pH og artsrigdommen (Pärtel et al. 2004; Pärtel 2002). En højere pH havde desuden en positiv effekt på dækningsgraden af to arter af urter, men også en negativ effekt på to andre arter (bilag 4). For græsserne havde fem af arterne en højere dækningsgrad ved lavere pH-værdier (bilag 4). Dette passer overens med resultaterne i Damgaard et al. 2013, som finder, at lav pH øger aggregeringen af arter, og da mange af de arter tilpasset lav pH er græsser, der spredes klonalt, ses denne trend. For mosserne havde pH-værdien ingen signifikant effekt på dækningsgraden, men var dog tæt på at være positiv (bilag 4). Tyler 2005 fandt en positiv lineær sammenhæng mellem pH og artsrigdommen af mosser, men da jeg kun kiggede på dækningsgraden af mosser og ikke artsbestemte de mosser, jeg fandt, kunne denne tendens ikke bekræftes i mine undersøgelser.

På sandmarker med lavere pH havde arterne tilpasset til disse stressede forhold en højere dækningsgrad, mens sandmarker med højere pH havde højere dækningsgrad af arter tilpasset forstyrrede forhold (bilag 9, GS og GR). At arter tilpasset konkurrence havde højere dækningsgrad på sandmarker med lav pH, og derved stressede forhold går imod, hvad man kan forvente ud fra Grime 1977. For EL havde sandmarker med højere pH flere arter med høje værdier af EL. pH havde ingen effekt på EN. Disse to resultater går imod forventningerne fra litteraturen, da en sænkning i pH har en negativ effekt på aktiviteten af de mikrobielle organismer, der omsætter nitrogenet på overdrev. Dette fører til, at mængden af tilgængelig nitrogen stiger, hvilket ændrer på konkurrenceforholdet af plantearterne imod arter tilpasset høje mængder af nitrogen, som også typisk har høje EL-værdier (Carroll et al. 2003; Johnson et al. 1998; Lee & Caporn 1998; Roem & Berendse 2000; Stevens et al. 2010).

4.5 Solindstråling

Antallet af arter på sandmarkerne blev ikke påvirket af værdien af SRI. Pykälä et al. 2005 fandt ligeledes ingen signifikant effekt af solindstrålingen på artsrigdommen, men der var dog en tendens til, at overdrev med højere solindstråling havde en højere artsrigdom af sjældne og specialiserede arter. SRI havde dog i mine resultater ingen signifikant effekt på forekomsten af planter (bilag 5). Dækningsgraden af tre græsser, fire urter og mosser responderede dog positivt på overdrev med højere SRI, mens tre græsser og en urt responderede negativt (bilag 4).

I plantesamfundene på sandmarker med højere SRI havde arter tilpasset stressede forhold en højere dækningsgrad, end arter tilpasset forstyrrede og konkurrenceprægede forhold, som her havde en lavere dækningsgrad (bilag 9; GS, GR og GC). Da arter tilpasset sandmarker typisk er tilpasset forstyrrede forhold, ser det altså ikke ud til, at SRI har en positiv effekt på disse i mine resultater. Arter tilpasset lav pH og høj nitrogen tilgængelighed havde en lavere dækningsgrad på sandmarker med høj SRI (bilag 9; ER og EN). Dette kan muligvis skyldes dyrkningshistorikken på sandmarkerne, som også afhænger af blandt andet hældningen, som indgår i udregningen af SRI (Bonet 2004; Ödman & Olsson 2014). Markante hældninger nævnes også i Ödman & Olsson 2014 som en positiv ting på sand græsland, da dette medfører større frekvens af erosioner, som er positive for etableringen af sand græslandsarter. Olsson et al. 2009 fandt også, at hældningen var positivt korreleret med artsdiversiteten og antallet af rødlistede arter, men ikke artsrigdommen på sandede græsland. Hældning havde i mine resultater ligefrem en negativ effekt på artsrigdommen (95% CI = $\pm 0,0158$ – $\pm 0,0124$), og det lader ikke til, at det skyldes en højere dækningsgrad af arter tilpasset forstyrrede forhold (GR) som erstatter andre, da hældning også havde en negativ effekt på disse arter (95% CI = $\pm 0,0437$ – $\pm 0,0276$).

4.6 Nitrogen-deposition

Nitrogen-depositionen havde ingen effekt på nogen af de undersøgte variable. Nitrogen-depositionen er blevet påvist at have en negativ indflydelse på artsrigdommen af overdrev i Europa (Stevens et al. 2004). Den samme signifikante negative indflydelse kunne dog ikke bekræftes for danske overdrev, men en tendens til en negativ

sammenhæng var dog til stede i Damgaard et al. 2011. Grunden til manglen på en signifikant negativ effekt af nitrogen depositionen på artsrigdommen, skyldes formentlig den lave varians i mængden af deponeret nitrogen i Danmark, samt inddragelsen af mindre artsrige overdrev i NOVANA som blev brugt som data grundlag (Damgaard et al. 2011). Variansen af nitrogen-depositionen var ligeledes lav i mine undersøgelser. Det kan derfor på ingen måde afskrives, at nitrogen-depositionen har indflydelse på mine variable, men variansen er for lav til, at forskellen kommer til udtryk i de relativt lokalt indsamlede data i min undersøgelse.

5 KONKLUSION

Sandmarker med jævnlig forstyrrelse og ekstensiv græsning hører til sjældenhederne i den danske natur. Derfor kommer det ikke som nogen overraskelse, at mange arter tilpasset denne type habitat, øger deres udbredelse ved genoptagelse af denne historiske driftform fra gammel tid. Hvor artspuljen på arealet ender, afhænger dog i høj grad af stokastiske faktorer. En dynamisk ligevægt, hvor forstyrrelsen spiller sammen med andre faktorer som pH, næringsstoffer og skabelse af mikrosites til spiring, skaber en mulighed for, at alle mulige forskellige plantesamfund kan opstå. Ved at kigge på den historiske drift, næringsstof tilgængeligheden, den omkringliggende artspulje og frøbanken, er det dog muligt at manipulere arealet således, at forholdene for de ønskede sjældne specialiserede arter kan favo-riseres, og derved øge deres chancer for at etablere sig. Her kan det også være nødvendigt at tage stilling til, om en eventuel fjernelse af det øverste jordlag, for at udpine jorden og fjerne frøbanken fra dominerende arter, er nødvendig. Efterfølgende udlæggelse af hø fra et donor areal vil herefter også sandsynligvis være nødvendigt, da spredning af ønskede arter er meget langsom. Ekstensiv græsning med forskellige dyr for at holde dominerende arter nede, skabe mikrosites til spiring, og til at tjene som spredningsvektorer er også essentielt for at en artsrig sandmark kan vedligeholdes.

6 TAK TIL

Først skal der siges en stor tak til mine to vejledere Signe Normand og Christian Damgaard for hjælp med idéer, databehandling- og indsamling samt moralsk støtte. Herunder også tak til de andre medarbejdere og laboranter på DCE Silkeborg, der hjalp med pH-målinger og til Brody Sandel for hjælp med statistik i R samt til Peder Bøcher for hjælp med GIS og GPS.

Jens Reddersen og Søren Rasmussen for hjælp omkring spørgsmål til sandmarksprojektet i Mols Bjerge samt feltarbejde og for udlevering af brugbar data.

Molslaboratoriet for at lette processen med dataindsamlingen ved at lade mig bo på laboratoriet i Mols Bjerge henover sommerferien.

Medstuderende på kontoret og gangen for at skabe en god stemning selv på de lange dage og for dejlig kage i kageklubben.

Familie, kæreste og venner for at få mig ovenpå igen, selv på de dage, når det hele virkede lidt uoverskueligt.

7 REFERENCER

- Adriaens D, Honnay O & Hermy M (2006). No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biological Conservation*, 133(2), 212–224. doi:10.1016/j.biocon.2006.06.006
- Albert Á-J, Kelemen A, Valkó O, Migléc T, Csecserits A, Rédei T, ... Török P (2014). Secondary succession in sandy old-fields: a promising example of spontaneous grassland recovery. *Applied Vegetation Science*, 17, 214–224. doi:10.1111/avsc.12068
- Alofs KM, González AV, & Fowler NL (2014). Local native plant diversity responds to habitat loss and fragmentation over different time spans and spatial scales. *Plant Ecology*, 215(10), 1139–1151. doi:10.1007/s11258-014-0372-5
- Blake L, Goulding KWT, Mott CJB & Johnston a E (1999). Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. *European Journal of Soil Science*, 50(3), 401–412. doi:10.1046/j.1365-2389.1999.00253.x
- Bonet A (2004). Secondary succession of semi-arid Mediterranean old-fields in south-eastern Spain: insights for conservation and restoration of degraded lands. *Journal of Arid Environments*, 56(2), 213–233. doi:10.1016/S0140-1963(03)00048-X
- Bossuyt B, Butaye J, & Honnay O (2006). Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils-a case study from Southern Belgium. *Journal of Environmental Management*, 79(4), 364–371. doi:10.1016/j.jenvman.2005.08.005
- Bruun HH & Ejrnæs R (1998). Overdrev - en beskyttet naturtype. *Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen*, København
- Bullock JM, Clear Hill B, Dale MP & Silvertown J (1994). An experimental study of the effects of sheep grazing on vegetation change in a species-poor grassland and the role of seedling recruitment into gaps. *Journal of Applied Ecology*, 31, 493–507.
- Bullock JM, Franklin J, Stevenson MJ, Silvertown J, Coulson SJ, Gregory SJ & Tofts R (2001). A plant trait analysis of responses to grazing in a long-term experiment. *Journal of Applied Ecology*, 38(2), 253–267. doi:10.1046/j.1365-2664.2001.00599.x
- Buttenschøn RM (2007). Græsning og høslæt i naturplejen. Center for Skov, Landskab og Planlægning/Københavns Universitet. Available from <http://curis.ku.dk/ws/files/20596239/graesningsbog.pdf>.
- Buttenschøn RM (2014). Vejledende græsningstryk for udvalgte naturtyper. Institut for Geovidenskab og Naturforvaltning, Københavns Universitet.
- Carroll JA, Caporn SJM, Johnson D, Morecroft MD & Lee JA (2003). The interactions between plant growth , vegetation structure and soil processes in semi-natural acidic and calcareous grasslands receiving long-term inputs of simulated pollutant nitrogen deposition, 121, 363–376.
- Chippindale HG & Milton WEJ (1934). On the viable seeds present in the soil beneath pastures. *Journal of Ecology*, 22(22), 508–531.
- Christensen JH (1997). The Danish eulerian hemispheric model - a three-dimensional air pollution model used for the arctic. *Atmospheric Environment*, 31(24), 4169–4191.
- Cousins SAO (2009). Landscape history and soil properties affect grassland decline and plant species richness in rural landscapes. *Biological Conservation*, 142(11), 2752–2758. doi:10.1016/j.biocon.2009.07.001
- Cousins SAO & Aggemyr E (2008). The influence of field shape, area and surrounding landscape on plant species richness in grazed ex-fields. *Biological Conservation*, 141(1), 126–135. doi:10.1016/j.biocon.2007.09.004

- Csecserits A & Rédei T (2001). Secondary succession on sandy old-fields in Hungary. *Applied Vegetation Science*, 4, 63–74. doi:10.1111/j.1654-109X.2001.tb00235.x
- Damgaard C (2009). On the distribution of plant abundance data. *Ecological Informatics*, 4(2), 76–82. doi:10.1016/j.ecoinf.2009.02.002
- Damgaard C (2012). Trend analyses of hierarchical pin-point cover data R eports R eports. *Ecology*, 93(6), 1269–1274.
- Damgaard C (2015). Revisiting the Böcher-modified Raunkjær method for estimating the frequency of plant species. *Ecological Informatics*, 26(P3), 1–5. doi:10.1016/j.ecoinf.2014.12.004
- Damgaard C, Ejrnæs R & Stevens CJ (2013). Intra-specific spatial aggregation in acidic grasslands: Effects of acidification and nitrogen deposition on spatial patterns of plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 24(1), 25–32. doi:10.1111/j.1654-1103.2012.01438.x
- Damgaard C, Jensen L, Frohn LM, Borchsenius F, Nielsen KE, Ejrnæs R & Stevens CJ (2011). The effect of nitrogen deposition on the species richness of acid grasslands in Denmark: A comparison with a study performed on a European scale. *Environmental Pollution*, 159(7), 1778–1782. doi:10.1016/j.envpol.2011.04.003
- Debinski DM & Holt RD (2000). A survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology*, 14(2), 342–355. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98081.x
- Donelan M & Thompson K (1980). Distribution of buried viable seeds along successional series. *Biological Conservation*, 17, 297–311. doi:10.1016/0006-3207(80)90029-4
- Dupré C & Diekmann M (2001). Differences in species richness and life-history traits between grazed and abandoned grasslands in southern Sweden. *Ecography*, 24(September 2000), 275–286. doi:10.1111/j.1600-0587.2001.tb00200.x
- Dupré C, Stevens CJ, Ranke T, Bleeker A, Peppler-Lisbach C, Gowing DJG, ... Diekmann M (2010). Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: The contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. *Global Change Biology*, 16(1), 344–357. doi:10.1111/j.1365-2486.2009.01982.x
- During HJ & Willems JH (1986). The impoverishment of the bryophyte and lichen flora of the Dutch chalk grasslands in the thirty years 1953-1983. *Biological Conservation*, 36(2), 143–158. doi:10.1016/0006-3207(86)90003-0
- Ebsen NS (2013). Edge effect in semi-natural grasslands. Aarhus University, Department of Bioscience, Ecoinformatics and Biodiversity. Master thesis.
- Edwards GR & Crawley MJ (1999). Herbivores, seed banks and seedling recruitment in mesic grassland. *Journal of Ecology*, 87(3), 423–435. doi:10.1046/j.1365-2745.1999.00363.x
- Eichberg C, Storm C, Stroh M & Schwabe A (2010). Is the combination of topsoil replacement and inoculation with plant material an effective tool for the restoration of threatened sandy grassland? *Applied Vegetation Science*, 13(4), 425–438. doi:10.1111/j.1654-109X.2010.01082.x
- Eriksson O (1996). Regional Dynamics of Plants : A Review of Evidence for Remnant , Source-Sink and Metapopulations. *Oikos, Nordic Society*, 77(2), 248–258.
- Eriksson O & Ehrlén J (1992). Seed and Microsite Limitation of Recruitment in Plant Populations. *Oecologia*, 91(3), 360–364.
- Gibson CWD, Watt TA & Brown VK (1987). The use of sheep grazing to recreate species-rich grassland from abandoned arable land. *Biological Conservation*, 42(3), 165–183. doi:10.1016/0006-3207(87)90132-7
- Gieselman TM, Hodges KE & Vellend M (2013). Human-induced edges alter grassland community composition. *Biological Conservation*, 158, 384–392. doi:10.1016/j.biocon.2012.08.019

- Gilhaus K, Vogt V & Hölzel N (2015). Restoration of sand grasslands by topsoil removal and self-greening. *Applied Vegetation Science*, 18(4), 661–673. doi:10.1111/avsc.12176
- Gjelstrup P, Sændergaard JÅ & Vedsted J (2008). Sandmarkers kultur- og naturhistorie i Nationalpark Mols Bjerge 2006-2007. Faglig rapport til Kulturarvsstyrelsen.
- Goulding KWT, Bailey NJ, Bradbury N, Hargreaves P, Howe D, Murphy DV ... Willison T (1998). Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. *New Phytologist.*, 139, 49–58.
- Grime JP (1977). Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111(982), 1169–1194.
- Hansson M & Fogelfors H (2000). Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11(1), 31–38. doi:10.2307/3236772
- Helm A, Hanski I & Partel M (2006). Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 9, 72–77. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00841.x
- Helsen K, Hermy M & Honnay O (2014). Changes in the species and functional trait composition of the seed bank during semi-natural grassland assembly: seed bank disassembly or ecological palimpsest? *Journal of Vegetation Science*, 26(1), 58–67. doi:10.1111/jvs.12210
- Hobbs RJ & Huenneke LF (1992). Disturbance, diversity, and invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*, 6(3), 324–337. doi:10.1016/0006-3207(93)90017-U
- Holst J (1987). En undersøgelse af vegetation og flora på opgivne tørre, sandede landbrugsarealer på Djursland.
- Horswill P, O'Sullivan O, Phoenix GK, Lee J a & Leake JR (2008). Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 155, 336–349. doi:10.1016/j.envpol.2007.11.006
- Hylander K & Ehrlén J (2013). The mechanisms causing extinction debts. *Trends in Ecology and Evolution*, 28(6), 341–346. doi:10.1016/j.tree.2013.01.010
- Inouye RS, Huntly NJ, Tilman D, Tester JR, Stillwell M, Zinnel KC, ... Huntly NJ (1987). Old-Field Succession on a Minnesota Sand Plain. *Ecological Society of America*, 68(1), 12–26.
- Johansson, L. J., Hall, K., Prentice, H. C., Ihse, M., Reitalu, T., Sykes, M. T., & Kindström, M. (2008). Semi-natural grassland continuity, long-term land-use change and plant species richness in an agricultural landscape on Öland, Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 84(3-4), 200–211. doi:10.1016/j.landurbplan.2007.08.001
- Johnson, D., Leake, J. R., Lee, J. a., & Campbell, C. D. (1998). Changes in soil microbial biomass and microbial activities in response to 7 years simulated pollutant nitrogen deposition on a heathland and two grasslands. *Environmental Pollution*, 103(2-3), 239–250.
- Jonason D, Ibbe M, Milberg P, Tunér A, Westerberg L & Bergman K-O (2014). Vegetation in clear-cuts depends on previous land use: a century-old grassland legacy. *Ecology and Evolution*, 4(22), 4287–4295. doi:http://dx.doi.org/10.1002/ece3.1288
- Kahmen S & Poschold P (2004). Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *Journal of Vegetation Science*, 15(2000), 21–32. doi:10.1111/j.1654-1103.2004.tb02233.x
- Kalamees R & Zobel M (2002). the Role of the Seed Bank in Gap Regeneration in a Calcareous Grassland Community. *Ecology*, 83(4), 1017–1025.

Keating KA, Gogan PJP, Vore JM & Irby LR (2007). A Simple Solar Radiation Index for Wildlife Habitat Studies. *Journal of Wildlife Management*, 71(4), 1344–1348. doi:10.2193/2006-359

Keever C (1979). Mechanisms of Plant Succession on Old Fields of Lancaster County, Pennsylvania. *Torrey Botanical Society*, 106(4), 299–308.

Kiehl K & Pfadenhauer J (2007). Establishment and persistence of target species in newly created calcareous grasslands on former arable fields. *Plant Ecology*, 189(1), 31–48. doi:10.1007/s11258-006-9164-x

Kleyer M, Bekker RM, Knevel IC, Bakker JP, Thompson K, Sonnenschein M, Poschlod P, Van Groenendael JM, Klimes L, Klimesová J, Klotz S, Rusch GM, Hermy M, Adriaens D, Boedeltje G, Bossuyt B, Dannemann A, Endels P, Götzenberger L, Hodgson JG, Jackel A-K, Kühn I, Kunzmann D, Ozinga WA, Römermann C, Stadler M, Schlegelmilch J, Steendam HJ, Tackenberg O, Wilmann B, Cornelissen JHC, Eriksson O, Garnier E & Peco B (2008): The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of Northwest European flora. *Journal of Ecology* 96: 1266-1274.

Knappová J & Münzbergová Z (2015). Low seed pressure and competition from resident vegetation restricts dry grassland specialists to edges of abandoned fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 200, 200–207. doi:10.1016/j.agee.2014.11.008

Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, ... Steffan-Dewenter I (2009). Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(August), 564–571. doi:10.1016/j.tree.2009.04.011

Latzel V, Klimešová J, Doležal J, Pyšek P, Tackenberg O & Prach K (2011). The Association of Dispersal and Persistence Traits of Plants with Different Stages of Succession in Central European Man-Made Habitats. *Folia Geobotanica*, 46(2-3), 289–302. doi:10.1007/s12224-010-9074-5

Lee JA & Caporn SJM (1998). Ecological effects of atmospheric reactive nitrogen deposition on semi-natural terrestrial ecosystems. *New Phytologist*, 139(1), 127–134.

Lengendre P & Legendre L 1998. Numerical Ecology, Second English Edition. Developments in Environmental Modeling. *Elsevier*.

Lindborg R & Eriksson O (2004). Historical landscape connectivity affects present plant species diversity. *Ecology*, 85(7), 1840–1845. doi:10.1890/04-0367

Liu C, Song X, Wang L, Wang D, Zhou X, Liu J, ... Lin H (2015). Effects of grazing on soil nitrogen spatial heterogeneity depend on herbivore assemblage and pre-grazing plant diversity. *Journal of Applied Ecology*, 53, 242–250. doi:10.1111/1365-2664.12537

Maccherini S & De Dominicis V (2003). Germinable soil seed-bank of former grassland converted to coniferous plantation. *Ecological Research*, 18(6), 739–751. doi:10.1111/j.1440-1703.2003.00592.x

Mogensen B, Berthelsen JP, Hald AB, Hansen K, Jeppesen JL, Odderskær P, Reddersen J & Fredshavn J (1980). Livsbetingelser for den vilde flora og fauna på braklagte arealer – en litteraturudredning. - Faglig rapport fra DMU, nr 182.

Morecroft MD, Sellers EK & Lee JA (1994). An experimental investigation into the effects of atmospheric nitrogen deposition on two semi-natural grassland. *Journal of Ecology*, 82(3), 475–483.

Olf H & Ritchie ME (1998). Effect of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution*, 13(7), 261–265.

Olsson PA, Mårtensson LM & Bruun HH (2009). Acidification of sandy grasslands-consequences for plant diversity. *Applied Vegetation Science*, 12(3), 350–361. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01029.x

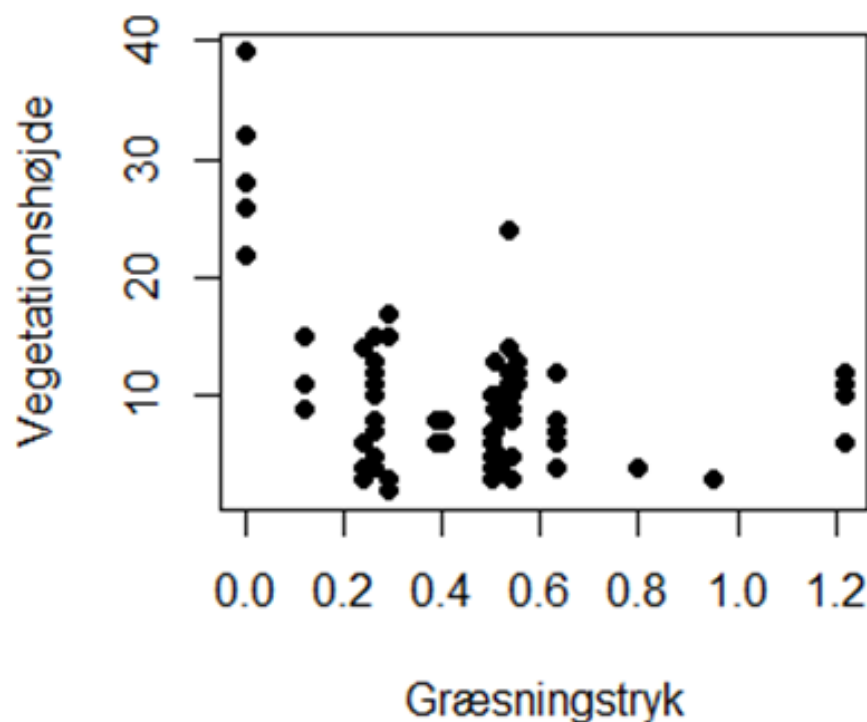
- Olsson PA & Ödman AM (2014). Natural Establishment of Specialist Plant Species after Topsoil Removal and Soil Perturbation in Degraded Calcareous Sandy Grassland. *Restoration Ecology*, 22(1), 49–56. doi:10.1111/rec.12024
- Pakeman RJ, Attwood JP & Engelen J (1998). Sources of plants colonizing experimentally disturbed patches in an acidic grassland, in eastern England. *Journal of Ecology*, 86(6), 1032–1041. doi:10.1046/j.1365-2745.1998.00327.x
- Pykälä J, Luoto M, Heikkinen RK & Kontula T (2005). Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 6(1), 25–33. doi:10.1016/j.baae.2004.10.002
- Pärtel M (2002). Local plant diversity patterns and evolutionary history at the regional scale. *Ecology*, 83(9), 2361–2366.
- Pärtel M, Helm A, Ingerpuu N, Reier Ü & Tuvi E-L (2004). Conservation of Northern European plant diversity: the correspondence with soil pH. *Biological Conservation*, 120(4), 525–531. doi:10.1016/j.biocon.2004.03.025
- Pärtel M, Kalamees R, Zobel M & Rosén E (1998). Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: The importance of propagule availability. *Ecological Engineering*, 10(3), 275–286. doi:10.1016/S0925-8574(98)00014-7
- Roberts TL & Vankat JL (1991). Floristics of a chronosequence corresponding to old field-deciduous forest succession in southwestern Ohio. II. Seed banks. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 118(4), 377–384.
- Roem WJ & Berendse F (2000). Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation*, 92(2), 151–161.
- Schnoor T, Bruun HH & Olsson PA (2015). Soil Disturbance as a Grassland Restoration Measure—Effects on Plant Species Composition and Plant Functional Traits. *Plos One*, 10(4). doi:10.1371/journal.pone.0123698
- Schnoor TK & Olsson PA (2010). Effects of soil disturbance on plant diversity of calcareous grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 139(4), 714–719. doi:10.1016/j.agee.2010.10.018
- Silvertown J (1980). The Dynamics of a Grassland Ecosystem: Botanical Equilibrium in the Park Grass Experiment. *Journal of Applied Ecology*, 17(2), 491–504. doi:10.2307/2402344
- Sommer SG, Østergård HS, Løfstrøm P, Andersen HV & Jensen LS (2009). Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH₃ concentrations and N deposition. *Atmospheric Environment*, 43(4), 915–920. doi:10.1016/j.atmosenv.2008.10.045
- Stevens CJ, Dise NB, Mountford JO & Gowing DJ (2004). Impact of nitrogen deposition on the richness of grasslands. *Science*, 303(March), 1876–1879.
- Stevens CJ, Dupr C, Dorland E, Gaudnik C, Gowing DJG, Bleeker A, ... Dise NB (2010). Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution*, 158(9), 2940–2945. doi:10.1016/j.envpol.2010.06.006
- Stevens CJ, Manning P, Van Den Berg LJJ, De Graaf MCC, Wamelink GWW, Boxman AW, ... Dorland E (2011). Ecosystem responses to reduced and oxidised nitrogen inputs in European terrestrial habitats. *Environmental Pollution*, 159(3), 665–676. doi:10.1016/j.envpol.2010.12.008
- Süss K & Schwabe A (2007). Sheep versus donkey grazing or mixed treatment: results from a 4-year field experiment in Armerio–Festucetum trachyphyllae sand vegetation. *Phytocoenologia* 37: 135–160.
- Thompson K, Band SR & Hodgson JG (1993). Seed size and shape predict persistence in soil. *Functional Ecology*, 7(2), 236–241.

- Thompson K & Grime JP (1979). Seasonal Variation in the Seed Banks of Herbaceous Species in Ten Contrasting Habitats. *Journal of Ecology*, 67(3), 893–921.
- Tilman D (1987). Secondary Succession and the Pattern of Plant Dominance Along Experimental Nitrogen Gradients. *Ecological Monographs*, 57(3), 189–214.
- Tyler T (2005). Oikos Editorial Office The Bryophyte Flora of Scanian Sand-Steppe Vegetation and Its Relation to Soil pH and Phosphate Availability Author (s): Torbjörn Tyler All use subject to JSTOR Terms and Conditions The Bryophyte of Scanian and its relation to soi. *Lindbergia*, 30(1), 11–20.
- Van der Putten WH, Mortimer SR, Hedlund K, Van Dijk C, Brown VK, ... Smilauer P (2000). Plant species diversity as a driver of early succession in abandoned fields: a multi-site approach. *Oecologia*, 124(1), 91–99. doi:10.1007/s004420050028
- Walker KJ, Stevens P a, Stevens DP, Mountford JO, Manchester SJ & Pywell RF (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119(1), 1–18. doi:10.1016/j.biocon.2003.10.020
- Zuur AF, Ieno EN, Walker NJ, Saveliev AA, Smith GM (2009). Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. *Springer*, New York.
- Ödman AM, Mårtensson LM, Sjöholm C & Olsson PA (2011). Immediate responses in soil chemistry, vegetation and ground beetles to soil perturbation when implemented as a restoration measure in decalcified sandy grassland. *Biodiversity and Conservation*, 20(13), 3039–3058. doi:10.1007/s10531-011-0108-y
- Ödman AM & Olsson PA (2014). Conservation of sandy calcareous grassland: What can be learned from the land use history? *PLoS ONE*, 9(3). doi:10.1371/journal.pone.0090998
- Ödman AM, Schnoor TK, Ripa J & Olsson PA (2012). Soil disturbance as a restoration measure in dry sandy grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 21(8), 1921–1935. doi:10.1007/s10531-012-0292-4

BILAG

Sandmark Nr:	Areal (m ²)	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2012	2013	2014
1	8000	Fræses	Pløjes 33% Sydvest;1/2 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Kvæg/får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
2	6700	Pløjes	Pløjes 100%	Græsn. Kvæg/får	Græsn. Kvæg/får	Græsn. Kvæg/får	Græsn. Kvæg/får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
3	4800	Pløjes	Ingen Aktivitet; 1/1 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Kvæg/får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
4	3700	Fræses	Pløjes 100%	Græsn. Kvæg	Græsn. Kvæg	Græsn. Kvæg	Græsn. Kvæg	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
5	5700	Pløjes	Pløjes 33% Sydvest	Græsn. Kvæg	Græsn. Kvæg	Græsn. kvæg	Græsn. kvæg	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
6	7000	Pløjes	Pløjes 33% Sydvest;1/2 hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. kvæg	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
7	3400	Fræses	Ingen Aktivitet	Græsn. kvæg	Græsn. kvæg	Græsn. kvæg	Græsn. kvæg	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
8	1800	Pløjes	Pløjes 100%	Græsn. Kvæg	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
9	6000	Fræses	Ingen Aktivitet;1/2 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Kvæg/heste	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
10	6300	Fræses	Ingen Aktivitet	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
11	2100	Fræses	Ingen Aktivitet;1/1 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Kvæg/heste	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
12	3300	Ingen	Etableres efteråret '08	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Græsn. Kvæg/heste	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
13	9000	Fræses	Ingen Aktivitet;1/1 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
14	5300	Fræses	Ingen Aktivitet	Græsn. Kvæg/får	Græsn. Får	Græsn. Får	Græsn. Får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
15	5500	Fræses	Ingen Aktivitet;1/1 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
16	3200	Fræses	Ingen Aktivitet;1/1 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. Kvæg/får	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
17	5000	Fræses	Ingen Aktivitet;1/1 Hegnes	Hegnet	Hegnet	Hegnet	Græsn. kvæg	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet
18	6600	Pløjes	Pløjes 100%	0 - aktivitet	0 - aktivitet	0 - aktivitet	0 - aktivitet	Pløjes	Pløjes	Ingen Aktivitet

Bilag 1. Aktiviteter på respektive marker siden 2007.



Bilag 2. Vegetationshøjden i cm (målt i prøvefladerne) som funktion af græsningstrykket.

Ind	Ud	Ikke plantage	Plantage
Gul evighedsblomst Smuk perikon Dvaerg-perikon Hejrenaeb Ager-stedmoderblomst Enaarig knavel Alm. katost Korn-valmue Canadisk bakkestjerne Gaerde-valmue Ru svinemaelk Nikkende limurt Soelv-potentil Stor knopurt Taarnurt Tudse-siv Storblostmret hoensetarm Stor vaeselhaale Alm. spergel Vand-pileurt Roed arve Firling sp. Glat aerenpris Salomons lysestage Vedbend-aerenpris	Vej-pileurt Smalbladet mangeloef Alm. kamgraes Alm. maelkeurt Skvalderkaal Bakke-nellike Butbladet skraeppe Knold-rottehale Blaabaer Bredbladet mangeloef Lugtloes kamille Tusindfryd Tormentil Alm. hvede Svine-maelde Bugtet kloever Feber-nellikerod Filtet burre Gul fladbaelg Pileurt sp. Mose-bunke	Vedbend-aerenpris Lav ranunkel Alm. gaasemad Gaerde-valmue Bakke-forglemmigej Enaarig knavel Alm. katost Korn-valmue Canadisk bakkestjerne Bitter bakkestjerne Gaerde-snerle Alm. kamgraes Alm. maelkeurt Skvalderkaal Nikkende limurt Stor knopurt Tudse-siv Rank vejsennep Storblostmret hoensetarm Mark-krageklo Alm. spergel Vand-pileurt	Gul evighedsbloms Klatrende laerkespore Smuk perikon Alm. gedebblad Dvaerg-perikon Smalbladet mangeloef Blaeresmaelde Firling sp. Glat aerenpris Svine-maelde Salomons lysestage Bugtet kloever Feber-nellikerod Filtet burre Rundbaelg Gul fladbaelg Liden klokke Bredbladet mangeloef Blaabaer Engelsk visse Pileurt sp. Mose-bunke Butbladet skraeppe Stor vaeselhaale Lugtloes kamille Tormentil Roed arve Alm. hvede

Bilag 3. Unikke plantearter forprøveflader, der (A, søjle 1-2) henholdvist lå inde på sandmarksparcerne og derfor var pløjet (Ind) vs udenfor og derfor ikke pløjet (Ud), og (B, søjle 3-4) hhv. før havde rummet plantager (Plantage) vs. ikke før rummende plantage (Ikke plantage).

Art	TreatmentPloejet	IndUdUd	Graestryk	Graestryk02	pH	SRI	Faar	Faar/Kvaeg	Heste	Kvaeg
Bølget-bunke	X			X			X		X	X
Rød-svingel				X			X		X	X
Alm. hvene	X		X				X	X		X
Vell. gulaks	X			X			X		X	
Fløjlsgræs	X		X	X			X	X		X
Krybende hestegræs	X		X				X		X	X
Art										
Læge-aerenpris				X	X	X	X			X
Håret høgeurt	X		X	X	X			X	X	X
Gul snorre	X		X	X	X		X		X	X
Blåmunke	X		X				X		X	X
Femhannet hønssetarm	X			X				X	X	X
Alm. røllike			X			X	X	X	X	
Lancet-vejbred	X			X	X	X	X	X	X	
Rødknæ	X			X			X		X	X
Art										
Mos			X		X		X	X	X	

Bilag 4. Effekten af forskellige parametre på dækningsgraden af undersøgte plantearter.

Grøn = positiv effekt. **Rød** = negativ effekt. **Grå** = ingen signifikant effekt.

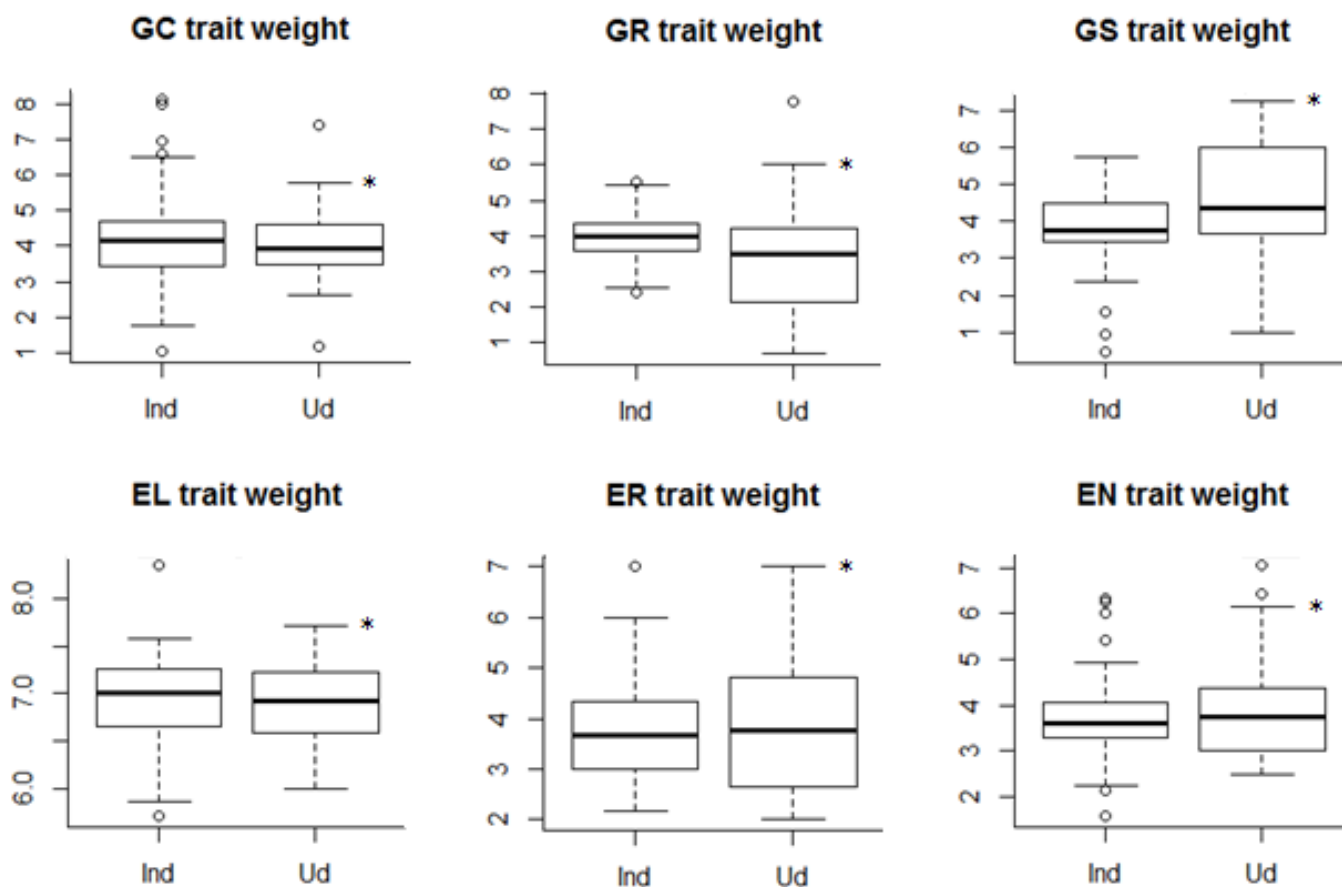
X = ikke medtaget i den endelige model pga. forværring af forklaringsgrad samt ingen signifikans.

Art – Græsser:	IndUdUd	Graestryk	pH	SRI
Bølget Bunke				
Rød-Svingel				
Alm. Hvene				
Vell. Gulaks				
Fløjlsgræs				
Krybende Hestegræs				
Art – Urter:				
Læge-Ærenpris				
Håret Høgeurt				
Gul Snerre				
Blåmunke				
Femhannet Hønsetarm				
Alm. Røllike				
Lancet-Vejbred				
Rødknæ				

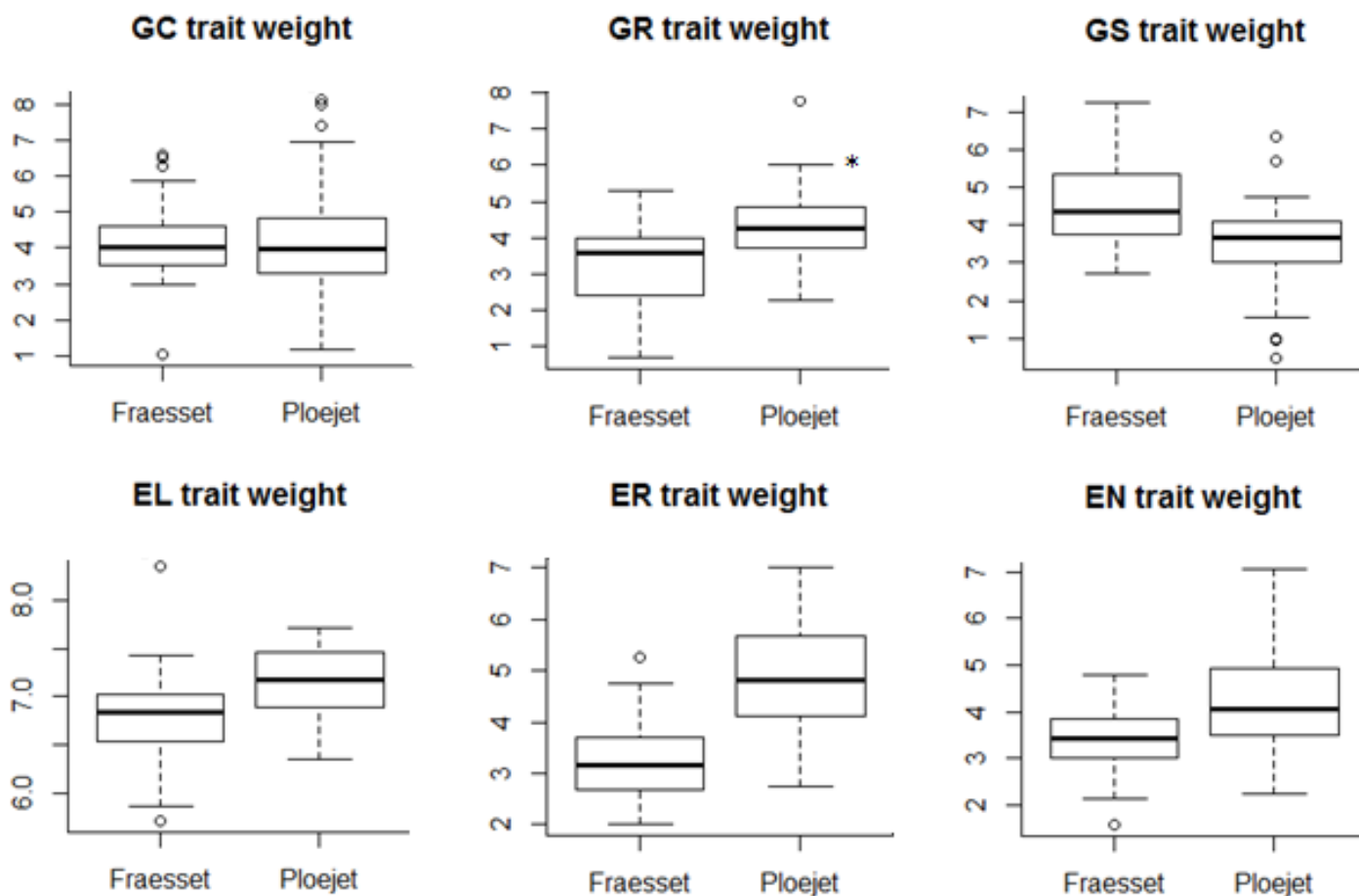
Bilag 5. Effekten af forskellige parametre på sandsynligheden for forekomst i dataindsamlingscirkler af undersøgte plantearter. **Grøn** = positiv effekt. **Rød** = negativ effekt. **Grå** = ingen signifikant effekt.

Cirkel	A (m2)	n	r (m)
1	0.1	1	0.178
2	1	10	0.564
3	10	100	1.784
4	78.539	785.39	5

Bilag 6. Dimensioner og multiplikationsfaktor for dataindsamlingscirklerne. Cirkel 1 svarer til Raunkiær cirkel. A = areal. n = multiplikationsfaktor. r = radius.



Bilag 7. Fordelingen af den plantedækningsgradsvægtede værdi af forskellige plantetræk imellem dataindsamlingscirkler indenfor (Ind) og udenfor (Ud) pløjede marker. Tyk sort linje i boxen repræsenterer medianen, bunden og toppen af boxen repræsenterer 25% og 75% percentilen og stiplede linjer repræsenterer minimum og maximum. *) Signifikant forskellig.



Bilag 8. Fordelingen af den plantedækningsgradsvægtede værdi af forskellige plantetræk imellem dataindsamlingscirkler på marker der før har været udnyttet som plantage (Fraeset) og marker der ikke har været udnyttet som plantage (Ploejet). Tyk sort linje i boxen repræsenterer medianen, bunden og toppen af boxen repræsenterer 25% og 75% percentilen og stiplede linjer repræsenterer minimum og maximum. *) Signifikant forskellig.

Plantetræk	TreatmentPloejet	IndUdUd	Graestryk	Graestryk02	pH	SRI	Faar	Faar/Kvaeg	Heste	Kvaeg
EL	X		X				X	X	X	X
ER	X			X			X		X	X
EN	X		X	X	X		X	X	X	X
GC	X			X			X	X	X	X
GS	X			X			X		X	X
GR			X				X		X	X

Bilag 9. Effekten af forskellige parametre på dækningsgraden af plantearter set i forhold til deres Grime og Ellenberg værdier. **Grøn** = positiv effekt. **Rød** = negativ effekt. **X** = ikke medtaget i den endelige model pga. forværring af forklaringsgrad samt ingen signifikans.

