



STRUKTUREL LIGNINGSMODELERING SOM BESLUTNINGSGRUNDLAG INDENFOR NATURFORVALTNINGEN

Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 151

2015



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

[Tom side]

STRUKTUREL LIGNINGSMODELERING SOM BESLUTNINGSGRUNDLAG INDENFOR NATURFORVALTNINGEN

Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 151

2015

Irene Marietta Østergaard Lykke
Morten Strandberg
Knud Erik Nielsen
Anders Barfod
Christian Damgaard

Aarhus Universitet, Institut for Bioscience



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 151
Titel:	Strukturel ligningsmodellering som beslutningsgrundlag indenfor naturforvaltningen
Undertitel:	Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder
Forfattere:	Irene Marietta Østergaard Lykke, Morten Strandberg, Knud Erik Nielsen, Anders Barfod & Christian Damgaard
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	April 2015
Redaktion afsluttet:	Januar 2015
Faglig kommentering:	Thure Hauser, Københavns Universitet
Kvalitetssikring, DCE:	Jesper R. Fredshavn
Finansiel støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Lykke, I.M.Ø., Strandberg, M., Nielsen, K.E., Barfod, A. & Damgaard, C. 2015. Strukturel ligningsmodellering som beslutningsgrundlag indenfor naturforvaltningen. Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 100 s. - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 151 http://dce2.au.dk/pub/SR151.pdf
	Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Det er vigtigt at plejen af de naturlige og semi-naturlige naturtyper er baseret på viden om de vigtigste økologiske processer som bestemmer udviklingen af naturtypen. I denne rapport er der anvendt strukturelle ligningsmodeller til at syntetisere en sådan viden ud fra økologiske data som er tilgængelige i NOVANA overvågningsprogrammet. Metoden er illustreret ved et eksempel med klokkelyng på de våde heder.
Emneord:	Pleje, strukturelle ligningsmodeller, våde heder, klokkelyng
Layout:	Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside:	Klokkelyng (<i>Erica Tetralix</i>). Foto: Morten Strandberg
ISBN:	978-87-7156-142-5
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	100
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR151.pdf

Indhold

Forord	5
Summary	6
1 Introduktion	7
1.1 Videnskabelig understøttelse af naturforvaltningen	7
1.2 Strukturel ligningsmodellering (Structural Equation Modeling; SEM)	7
1.3 Våde heder	8
1.4 Klokkelyng	9
1.5 Natura 2000 og NOVANA	9
1.6 Tilbagegang af våde heder og klokkelyng	10
1.7 Livsstrategier og konkurrenceforhold	11
1.8 Trusler	13
1.9 Andre forhold	18
1.10 Klithede	19
1.11 Formål og hypoteser	19
2 Materialer og metode	23
2.1 Indsamling af NOVANA-data	23
2.2 Variabler	23
2.3 Data	27
2.4 Statistisk analyse	30
3 Resultater	33
3.1 Indledende hypoteser	33
3.2 Alternative hypoteser	36
3.3 Sammenligning med klithede	39
4 Diskussion	40
4.1 Resultaternes robusthed	40
4.2 Påvirkninger af klokkelyng på våd hede	40
4.3 Påvirkning af klokkelyng på klithede	45
4.4 Model- og datakritik	46
4.5 Anvendelse inden for naturforvaltning	49
5 Konklusion	52
6 Referencer	54
Appendix I - data	63
Appendix II - R-scripts	69
Appendix III - resultater fra lavaan	86

[Tom side]

Forord

Det er vigtigt, at plejen af de naturlige og semi-naturlige naturtyper er baseret på viden om de vigtigste økologiske processer, som bestemmer udviklingen af naturtypen. I denne rapport er der anvendt strukturelle ligningsmodeller til at syntetisere en sådan viden ud fra økologiske data, som er tilgængelige i NOVANA overvågningsprogrammet. Metoden er illustreret ved et eksempel med klokkeløng på de våde heder.

Det er forfatterens opfattelse, at strukturelle ligningsmodeller fremadrettet vil være et vigtigt værktøj i prioriteringen mellem forskellige plejetiltag af naturen, samt til at give kvantitative økologiske forudsigelser af forskellige plejetiltags virkning.

Rapporten er en bearbejdet udgave af Irene Lykkes specialrapport, som hun indleverede ved Institut for Bioscience, Aarhus Universitet i 2014.

Summary

We here suggest the usage of structural equation modeling as a tool to be applied in nature management decision making. This usage of structural equation models is demonstrated on cross-leaved heath (*Erica tetralix*) in Danish wet heaths. In accordance with the Habitats Directive issued by the European Commission, the nationwide Danish Monitoring Program (NOVANA) has been used to monitor the condition of vulnerable Danish habitats comprised in the Natura 2000 network. Danish wet heaths that constitute a main habitat of *Erica tetralix* are in decline. We used structural equation modeling on NOVANA data to examine the determinants of the *E. tetralix* cover. Traditional vegetation models reflect how abiotic and biotic variables influence the cover of plant species. These variables are set in the model to influence the cover either directly or indirectly through an alteration of the growth conditions of competing species. This kind of model has for example been used for comparison of the drivers *E. tetralix* cover on heathlands and dune heaths, respectively. Our results showed that moisture and soil type were the most important variables determining *E. tetralix* cover on wet heaths, which is in agreement with the accepted theory. The variables grazing and nitrogen deposition, which affected the cover indirectly by promoting competitive species, had a weaker effect on *E. tetralix* cover. Some of the results obtained contradict some of the generally accepted theories. This applies for example to acidification, which had no or limited influence. This result could be explained by the combined effect of base cation and nitrogen deposition, which may influence competitive species negatively. On dune heaths exposed to disturbance moisture had a promoting effect on competitive species. Although moisture may not have a direct effect on *E. tetralix* cover, competitive species with a positive influence on *E. tetralix* may benefit from it. Therefore, species considered to be competing with *E. tetralix* on wet heaths may not do so on dune heaths. The fit of the models determined by root mean squared of error approximation (RMSEA) was relatively poor, however, with a RMSEA-value exceeding 0.08. This may be due to a small sample size, lack of multivariate normality or model misspecification. More exact measurement of the variables is also needed to gain more detailed insight into their effects on *E. tetralix*. We conclude that SEM is suitable to modeling the complex interaction between the various biotic and abiotic variables that influence the cover of individual plant species in plant communities. On a more practical level this implies that before the decision to use grazing as a management tool is taken, various other factors affecting the ecosystem should be taken into account such as seasonality and nutrient balances.

1 Introduktion

1.1 Videnskabelig understøttelse af naturforvaltningen

Økosystemer påvirkes af mange processer, som opererer på forskellige skalaer i tid og rum. Det er derfor en udfordring at udrede, hvad der er det nødvendige vidensgrundlag for at træffe beslutninger i forvaltningen af semi-naturlige og naturlige økosystemer. I denne rapport vil vi undersøge mulighederne for at anvende strukturel ligningsmodellering (SEM) til at opnå et detaljeret indblik i, hvorledes samspillet mellem forskellige biotiske og abiotiske faktorer kan påvirke et økosystems måde at fungere på. En operationalisering af denne øgede indsigt vil uden tvivl gøre det nemmere at understøtte naturforvaltningen på et videnskabeligt grundlag.

I denne rapport vil vi kort introducere SEM og bruge klokkelyns (*Erica tetralix*) forekomst på habitattypen våd hede (4010) som et eksempel. Våde heder har i de senere år udviklet sig i en ugunstig retning, uden nogen oplagt forklaring (Strandberg et al. 2012; Damgaard et al. 2014). Skiftet fra dværgbuske-dominerede heder til græs-dominerede heder afhænger ikke kun af en enkelt eller flere faktorer, der udøver deres effekter direkte. Det afhænger desuden af komplekse interaktioner mellem økosystemets komponenter, som igen er under direkte og indirekte påvirkning af drift- og plejemetoder (Bobbink et al. 2010).

1.2 Strukturel ligningsmodellering (Structural Equation Modeling; SEM)

Indenfor psykologi, social- og samfundsvidenskabelige forskning har SEM længe været opfattet som et nyttigt statistisk redskab (Anderson & Gerbing 1988; Mueller 1997), og det er da også disse forskningsdiscipliner, som har drevet udviklingen af SEM (Grace 2008). Inden for biologien har man først for nyligt fået øjnene op for de muligheder, der ligger i SEM med hensyn til at skabe indblik i komplekse interaktioner mellem forklarende variabler (fx Grace et al. 1997; Lam & Maguire 2012; Toledo et al. 2013).

Grace (2006) definerer SEM som brugen af to eller flere strukturelle ligninger til at modellere multivariable forhold. En univariat ligning, $y = ax + b + \text{error}$, kan siges at være strukturel, hvis der eksisterer nok bevis til at understøtte, at x har en kausal effekt på y . I så tilfælde tilvejebringer a et estimat af den effekt. Med en serie af strukturelle ligninger kan man specificere modeller, som repræsenterer systemer af interagerende variabler og besvarer spørgsmål, som univariable modeller ikke kan (Grace 2006). Ofte indgår der adskillige exogene variabler i hver enkelt ligning i en strukturel ligningsmodel, hvilket SEM har til fælles med multivariable analyser, og en model indeholder ofte flere multivariable ligninger. SEM kan derfor siges at være en form for multivariabel analyse. I modsætning til multivariable analyser kan man i SEM dog analysere netværk af kausale sammenhænge samt beregne interaktioner mellem de forklarende variabler. I multivariabel analyse forekommer der ikke interaktioner mellem vektorer i det n -dimensionale rum. Desuden har man i SEM mulighed for at inddrage latente variabler. Disse er hypotetiske variabler, for hvilke vi ikke har nogen direkte målinger. Her repræsenteres effekterne af de latente variabler i stedet for af flere såkaldte effektindikatorer, som er observerede variabler (Grace et al. 2010). I forbindel-

se med overvågningsprogrammet kan en latent variabel derfor være fx stationens ukendte men sande middelværdi for den givne variabel. Men latente variable kan også dække over begreber såsom biodiversitet eller konkurrence, som det kan være svært at finde ét passende mål for. En strukturel ligningsmodel består ofte af en strukturel del (evalueres med "path analysis") og en measurement del (evalueres med "confirmatory factor analysis"), hvor den strukturelle del viser potentielle kausale sammenhænge mellem endogene og exogene variable, mens measurement-delen viser sammenhænge mellem latente variable og deres effekt-indikatorer. En strukturel model eller en measurement model i sig selv vil også kunne betegnes som hørende til strukturelle ligningsmodeller (Pugesek et al. 2003).

Strukturelle ligningsmodeller bygger på tilgængelig viden, og man starter derfor ikke, i modsætning til univariable og multivariable analyser, med en nul-hypotese. Man går ud fra, at den viden, man har om systemet, og som man brugte til at udvikle modellen, har en betydning. Det betyder, at man skal have andet end statistiske resultater, hvis man ønsker at underbygge, at x medfører y (Grace 2006). I sig selv kan analysen altså ikke bidrage til at etablere, at x har en kausal effekt på y ; det må stamme fra anden information (Grace & Bollen 2005). Man kan benytte sig af forskellige fremgangsmåder i brugen af SEM: en undersøgende (eksploratorisk) måde, hvor man udvikler modellen baseret på overensstemmelse med data, eller en bekræftende (konfirmerende) måde, hvor man tester om éns hypoteser stemmer overens med data (Grace 2008).

1.3 Våde heder

De våde heder er naturlige eller, mere almindeligt, semi-naturlige habitatter (European Commission 2008), som i de fleste tilfælde er et resultat af skovrydning og opdyrkning, efterfulgt af afgræsning (Aerts & Heil 1993; Buttenschøn 2007). Våde heder findes hovedsageligt på fugtige, næringsfattige jorde i Jylland (Bruus et al. 2010; Fredshavn et al. 2011; Strandberg et al. 2011) som typisk har gennemgået en podsolering og derfor er stærkt udvaskede med lav pH og få næringsstoffer (Nygaard et al. 2009). Den syre, som dannes når dødt plantemateriale nedbrydes ufuldstændigt, vil yderligere bidrage til et fald i det nedsivende overfladevands pH-værdi. En lav pH har en negativ effekt på de jordbundsdyr, som ved højere pH-værdier danner muldlaget ved at blande planteresterne med mineraljorden. Planteresterne forbliver derfor på overfladen og danner et morlag (Dalsgaard 1998). Dette er i Danmark normalt 5-15 cm tykt, dog højest 50 cm (denne grænse er sat for at kunne adskille fra tilsvarende plantesamfund på nedbrudt højmose) (Fredshavn et al. 2011).

Som navnet antyder, er jorden på de våde heder præget af ophobning af vand i jorden grundet dårlig dræning (European Commission 2008). Naturtypen ligger typisk som et smalt bælte omkring vandhuller, i fugtige lavninger på tør hede, i lavninger i indlandsklitter eller i forbindelse med højmoser (Bruus et al. 2010).

De våde heder er i Europa udbredt i den atlantiske zone fra Skandinavien og de Britiske Øer i nord til Normandiet i syd. Størstedelen af det samlede areal befinder sig i England og Irland (European Commission 2008). I Danmark er de våde heder mest almindeligt udbredt i den vestlige del af Danmark, og kan findes i stort set hele Jylland, mens der kun er meget få forekomster på Fyn og Sjælland (Nielsen et al. 2012). I år 2012 blev arealet dækket med våde heder vurderet til at være 72 km² i Danmark (Nielsen et al. 2012). De våde

heder er karakteriseret ved at være lysåbne (Nygaard et al. 2009), og domineret af dværgbuske (Strandberg et al. 2011; Fredshavn et al. 2011). Almindelige planter og indikatorarterne for naturtypen er vist i tabel 1.1.

Selvom klokkeling (*Erica tetralix*) er en af de mest karakteristiske arter for den våde hede udgør den ikke en indikatorart idet den ikke altid er til stede (Fredshavn et al. 2011).

Tabel 1.1. Plantearter på våd hede, der indikerer våd hede, samt arter der er almindelige på våde heder, men som også kan forekomme på tørre heder (Fredshavn et al. 2011).

Arter indikerende for våd hede:	Arter almindelige på våde heder:
Rosmarinlyng (<i>Andromeda polifolia</i>)	Klokkelyng (<i>Erica tetralix</i>)
Tranebær (<i>Vaccinium oxycoccos</i>)	Hedelyng (<i>Calluna vulgaris</i>)
Pors (<i>Myrica gale</i>)	Revling (<i>Empetrum nigrum</i>)
Blåtop (<i>Molinia caerulea</i>)	Tyttebær (<i>Vaccinium vitis-idaea</i>)
Børste-siv (<i>Juncus squarrosus</i>)	Mose-bølle (<i>Vaccinium uliginosum</i>)
Mose-troldurt (<i>Pedicularis sylvatica</i>)	Krybende pil (<i>Salix repens</i>)
Spæd mælkeurt (<i>Polygala serpyllifolia</i>)	Plettet gøgeurt (<i>Dactylorhiza maculata</i> ssp. <i>maculata</i>)
Hirse-star (<i>Carex panicea</i>)	Hunde-hvene (<i>Agrostis canina</i>)
Almindelig star (<i>Carex nigra</i>)	Bølget bunke (<i>Deschampsia flexuosa</i>)
Tue-kæruld (<i>Eriophorum vaginatum</i>)	Tormentil (<i>Potentilla erecta</i>)
Smalbladet kæruld (<i>Eriophorum angustifolium</i>)	Cypresmos (<i>Hypnum cupressiforme</i>)
Klokke-ensian (<i>Gentiana pneumonanthe</i>)	Rensdyrlav (<i>Cladonia</i> sp.)
Vestlig tue-kogleaks (<i>Trichophorum cespitosum</i> ssp. <i>germanicum</i>)	
Benbræk (<i>Narthecium ossifragum</i>)	
Hvidmos (<i>Leucobryum glaucum</i>)	
Tørvemosser (<i>Sphagnum</i> sp.)	

1.4 Klokkelyng

Klokkelyng er en stedsegrøn dværgbusk, som i Danmark bliver mellem 10 og 25 cm høj (Frederiksen et al. 2006). På våde voksesteder udvikler den sig som en krybende busk med nedliggende grene. Fra begravede grene kan nye luftskud dukke op således at mange tilsyneladende selvstændige, unge planter, faktisk er forbundet til et større system af stængelforgreninger fra den samme plante. På tørre voksesteder er væksten ofte tuet, og sommetider er tuerne ikke indbyrdes forbundne (Bannister 1966). Klokkelyng kan have en maksimal roddebyde på op til 30 cm (Rutter 1955). Rodstokken er kort og forgrenet, og birødder kan dannes fra stængelbasen. Ældre rødder er sorte, stærkt forgrenede og spreder sig horisontalt. Yngre rødder er hvide og har mykorrhiza (Bannister 1966). Frøkapslerne indeholder hver 60-100 frø, hvoraf ca. 60 % aldrig bliver til noget. De frø, der spirer, gør det om efteråret kort efter spredning eller i den følgende vækstsæson. Frøformering er dog kun almindelig i forstyrrede habitater, og kimplanter er sjældent observeret i lukket vegetation. I våde habitater er vegetativ formering ved rodskydning fra nedliggende grene mest almindelig (Bannister 1966).

1.5 Natura 2000 og NOVANA

For at sikre den biologiske diversitet har EU vedtaget en række direktiver, som medlemslandene har forpligtet sig til at leve op til, herunder Habitatdirektivet (Rådet 1992) og Fuglebeskyttelsesdirektivet (Europa Parlamentet 2010). Direktiverne refererer til det europæiske netværk af såkaldte Natura 2000 habitatområder, som omfatter bevaringsværdige naturtyper og arter af særlig betydning for det europæiske fællesskab (Strandberg et al. 2005;

European Commission 2007). Inden for hvert af de udlagte habitatområder er naturtyperne blevet kortlagt i detaljer, og deres strukturelle- og diversitetsmæssige tilstand vurderet af eksperter. Hver af naturtyperne har fået tildelt et Natura 2000-kodenummer, som for våd hedes vedkommende er 4010 ("Nord-atlantiske våd hede med *Erica tetralix*"). Det enkelte medlemsland skal hvert 6. år indrapportere til den Europæiske Kommission hvilke foranstaltninger, landet har implementeret i de forskellige naturtyper på baggrund af direktiverne (Rådet 1992). Desuden skal status for bevaringsværdige arter og naturtyper vurderes. På arts-niveau skal der foreligge en vurdering af udbredelsesområde, population, egnet habitat og fremtidige udsigter. På naturtype-niveau skal udbredelsesområde, areal, struktur og funktion og den fremtidige udvikling vurderes. Hver parameter rapporteres som værende en af følgende: gunstig (FV), ugunstig-utilstrækkelig (U1), ugunstig-dårlig (U2) eller ukendt (XX) (ETC/BD 2008).

Ifølge habitatdirektivet anses en naturtypes "bevaringsstatus" for "gunstig", når:

- "det naturlige udbredelsesområde og de arealer, det dækker inden for dette område, er stabile eller i udbredelse, og
- den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dets opretholdelse på lang sigt, er til stede og sandsynligvis fortsat vil være det i en overskuelig fremtid, samt når
- bevaringsstatus for de arter, der er karakteristiske for den pågældende naturtype, er gunstig" (Rådet 1992, s. 9).

Overvågningsprogrammet NOVANA (det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NATuren) er blevet iværksat for at kunne give et repræsentativt billede af tilstanden og udviklingen i de to biogeografiske regioner, som ligger i Danmark: den atlantiske og den kontinentale. NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer. Den er en udløber af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som blev sat i gang i 1988, og er flere gange blevet tilpasset overvågningsbehovene. Det væsentligste formål med NOVANA's delfprogram for terrestrisk natur er at vurdere bevaringsstatus for naturtyper og arter i Danmark. Overvågningen skal desuden beskrive sammenhænge mellem påvirkninger, tilstand og udvikling. I første programperiode (2004-2010) omfattede NOVANA-programmet 18 lysåbne og 10 skovnaturtyper ud af de 44 terrestriske naturtyper, der forekommer i Danmark. For de 18 lysåbne naturtyper var overvågningen i første programperiode opdelt på 202 lysåbne og 122 skovdækkede stationer, som blev overvåget hvert år (intensive stationer), og 763 lysåbne stationer, som blev overvåget en gang i perioden (ekstensive stationer).

I anden programperiode (2011-15) er overvågningen inddelt i en stikprøvebaseret overvågning af terrestriske habitatnaturtyper (kontrolovervågning) og en fladedækkende kortlægning af disse inden for de udpegede habitatområder (operationel overvågning). Kontrolovervågningen omfatter i perioden 2011-15 alle 44 terrestriske habitatnaturtyper. Overvågningsnetværket er blevet udvidet til 2.523 lysåbne stationer og 284 skovstationer. Overvågningsfrekvensen vil fremover være hvert 3. år for de lysåbne habitatnaturtyper og hvert 6. år for skovtyperne.

1.6 Tilbagegang af våde heder og klokkel yng

Naturtype 4010, våd hede, er opdelt i to biogeografiske regioner: den atlantiske og den kontinentale. I den seneste indrapportering fra Danmark til den

Europæiske Kommission er vurderingen af naturtype 4010 i den atlantiske region FV for udbredelsesområde, mens den for areal er U1. Både for struktur & funktion samt den fremtidige udvikling er vurderingen U2, og den overordnede vurdering af bevaringsstatus er U2. For den kontinentale region er udbredelsesområdet vurderet til U1, mens arealet er vurderet til U2. Den overordnede vurdering er ligeledes U2 (EIONET 2013). I Danmark er det overordnede indtryk således, at den våde hedes naturkvalitet er væsentligt negativt påvirket (Ejrnæs et al. 2009), og våd hede hører til en af de mest truede habitatnaturtyper i Danmark (Fredshavn et al. 2011). Ydermere er den karakteristiske art, klokkeløng, også negativt påvirket. Data indsamlet i forbindelse med NOVANA viser, at der blot i perioden 2004-2009 har været et signifikant fald i dækningsgraden af klokkeløng fra gennemsnitligt 28 % til gennemsnitligt 18 %, altså et fald på 36 % (Damgaard 2012). Ældre observationer på Lønborg hede og foto fra Vejrup Søhede viser, at dette fald kan være startet en gang i 1990'erne (Strandberg et al. 2011).

1.7 Livsstrategier og konkurrenceforhold

Man har i Danmark i lighed med flere steder i Europa observeret, at græsarten blåtop (*Molinia caerulea*) har en højere dækning end klokkeløng på en del våde heder, hvilket kan betyde, at blåtop er ved at udkonkurrere klokkeløng (Aerts & Berendse 1988; Jeannette 1993; Chambers et al. 1999; Bruus et al. 2010). For at kunne give et billede af, hvad der gør klokkeløng egnet til at vokse på våde heder, og hvad der kan gøre blåtop i stand til at udkonkurrere klokkeløng, vil der i det følgende blive beskrevet det selektionspres, som bevirker, at en plante udvikler en bestemt livstrategi og dermed tilpasser sig et givet habitat.

Ifølge Grime (2002) er der to eksterne faktorer, som begrænser den mængde af levende og dødt plantemateriale, der findes i et givet habitat: stress og forstyrrelse. Grime (1979) definerer stress som de eksterne forhold, der begrænser hastigheden af tørstofproduktionen af hele vegetationen eller en del af den. Stress er altså de faktorer, der begrænser fotosyntetisk produktion, såsom mangel på lys, vand eller næringsstoffer, suboptimale temperaturer eller andre fysisk-kemiske begrænsninger (Grime 2002; Krebs 2009). Grime (1979) definerer forstyrrelse som de mekanismer, der begrænser plantebiomassen ved at forårsage en delvis eller fuldstændig ødelæggelse. Forstyrrelse omfatter aktivitet fra herbivorer, patogener, mennesket (trampen, slåning, pløjning mv.) og fænomener som vindbeskadigelse, frost, tørke, jorderosion og afbrænding (Grime 2002; Krebs 2009). De to kategorier, stress og forstyrrelse, kan være af forskellig intensitet, og hvis man deler hver af dem op i høj og lav intensitet, er der fire kombinationsmuligheder: lav forstyrrelse-lav stress, lav forstyrrelse-høj stress, høj forstyrrelse-lav stress og høj forstyrrelse-høj stress (Grime 2002). Ifølge Grime (2002) kan planter ikke overleve i habitater af den sidste kombination, idet høj forstyrrelse sammen med høj stress forhindrer tilstrækkelig hurtig gendannelse eller re-etablering af vegetationen.

De tre resterende kombinationer af de begrænsende kategorier stress og forstyrrelse er associerede med evolutionen af primære strategier hos etablerede planter passende på tre forskellige typer: C -, S- og R-strategierne, hvor C står for konkurrence (kombinationen lav forstyrrelse-lav stress), S for stress-tolerance (kombinationen lav forstyrrelse-høj stress) og R for ruderal (kombinationen høj forstyrrelse-lav stress) (Grime 2002). Grime (1973) definerer konkurrence som nabo-planter tendens til at udnytte den samme mængde lys, ioner af mineralske næringsstoffer, molekyler af vand eller volumen af rum. C-strategierne har været udsat for selektionspres, der har selekteret for

høj konkurrenceevne, hvilket afhænger af plantekarakteristika, som kan maksimere optagelsen af ressourcer under produktive, relativt uforstyrrede forhold (Grime 1979). Disse karakteristika indbefatter ofte et tæt løvtag, en høj vækstrate, et lavt frøproduktionsniveau, og planterne har lang eller relativt kort levetid (Grime 1979; Krebs 2009). Selektion specifikt for stress-tolerance, har medført, at S-strategerne har et reduceret vegetativt og reproduktivt vigør, og planterne er tilpassede til at udholde kontinuert uproduktive miljøer (Grime 1979). Dette udtrykker sig i, at planterne ofte har små og stedsegrønne blade, en lav vækstrate, lav frøproduktion og lang levetid (Krebs 2009). R-strateger er resultatet af selektion for kort levetid og høj frøproduktion (Grime 1979). De trives ved forstyrrelser, er små og vokser hurtigt (Krebs 2009). En plante kan ikke være lige god til at håndtere alle kombinationer af stress og forstyrrelse, og der vil ofte være et trade-off mellem de forskellige strategier (Grime 2002). Desuden kan planter, som har udviklet sig i habitater udsat for mellemliggende intensiteter af konkurrence, stress og forstyrrelse, udvise karakteristika, som ligger mellem de tre primære strategier (Grime 1979).

Da jordbundsforholdene på våde heder er ekstremt sure og næringsfattige, besidder de arter, der vokser på de våde heder, derfor egenskaber, som gør dem egnede til at kunne overleve under de ekstreme forhold (Nygaard et al. 2009).

Klokkelyng er hovedsageligt en S-strateg, bl.a. fordi arten har en lav vækstrate, er flerårig og stedsegrøn (Aerts 1999). En af de måder, hvorpå klokkelyng har tilpasset sig et lavt niveau af næringsstoffer på våde heder, er ved at have et lavt næringsstofoptag; det relative næringsstofkrav ligger på 2,6 mg N/g/år og 0,08 mg P/g/år (Berendse et al. 1987). Klokkelyng har desuden en høj næringsstofretention, idet de enkelte blade har en relativ lang levetid, og derfor tabes der heller ikke så mange af bladene. De planterester, der bliver produceret, nedbrydes langsomt og frigiver kun små mængder næringsstof (Aerts 1999). Bladenes lange levetid og langsomme nedbrydning kan muligvis forklares af det høje ligninindhold, som også betyder at planten er næsten uspiselig. Idet klokkelyng er stedsegrøn, har planten mulighed for at udføre fotosyntese året rundt (Berendse et al. 1987), som også kan være en tilpasning til næringsfattige forhold. Desuden kan det, at klokkelyng har stomata siddende i en fure på undersiden af bladene (Bannister 1964a), være med til at reducere fordampningen i perioder med høj varme, hvilket sandsynligvist vil forekomme, siden vegetationen på de våde heder er både lys-eksponeret og mørkfarvet.

Hvis en plante er tilpasset stressede forhold, kan det være svært for den at konkurrere under gunstige vækstbetingelser. Hvis forholdene derfor ændres over en længere periode i et givet område, kan planter, der er bedre til at tolerere og udnytte de nye forhold, udkonkurrere og erstatte de stress-tilpassede planter (Keddy 2007).

I nærværende rapport vil vi fremover bruge betegnelsen konkurrerende arter for de planter, der vokser sammen med klokkelyng. Som tidligere nævnt peger mange undersøgelser på, at blåtop udgør den største konkurrent mod klokkelyng (Aerts & Berendse 1988; Jeannette 1993; Chambers et al. 1999; Bruus et al. 2010), og hvordan den passer ind i CSR-teorien vil derfor blive gennemgået som følger. Blåtop er en opret, tæt voksende græs, som bliver mellem 15 og 130 cm høj (kan blive op til 250 cm), når den blomstrer (Taylor et al. 2001). Arten udviser karakteristika, der sætter den i gruppe med C-S-strategerne; til fælles med de ekstreme C-strateger har blåtop en høj vækst-

rate og et tæt løv. C-S-strategierne har dog en lavere relativ vækstrate end C-strategierne, bladene har en længere levetid. Skudfænologien ligger imellem det typiske for C- og S-strategierne. Selvom bladene i princippet er stedsegrønne, udviser planterne et markant fald i skudbiomasse om vinteren og har et udtalt toppunkt om sommeren.

Under de næringsfattige forhold på våde heder klarer klokkeløng sig bedre end blåtop, men når næringsstofftilgængeligheden øges, udkonkurrerer blåtop klokkeløng, idet blåtops næringsstoffoptag og vækstrate overstiger klokkeløngs væsentligt (Berendse et al. 1987; Aerts et al. 1990). Berendse et al. (1987) observerede, at ved tilførsel af næringsstoffer havde klokkeløng investeret 12 % af sin totale biomasse i fotosyntetisk væv, mens blåtop havde investeret 48 %. Blåtop producerer desuden mere biomasse end klokkeløng, og der afkastes derfor også mere, hvilket sætter hastigheden op for næringsstoffomsætning, og blåtop skaber derfor gunstige forhold for sig selv (Aerts 1999; Gurevitch et al. 2002). I isolationsforsøg med klokkeløng og blåtop fandt Aerts et al. (1991), at både blåtop og klokkeløng øgede deres biomasse ved tilførsel af gødning, men blåtops biomasse øgedes væsentligt mere. Gødningstilførsel gjorde, at klokkeløng, under konkurrence med blåtop, allokerede mere biomasse til rødderne end ved fuld isolation. Under både gødgede og ugødgede forhold oversteg blåtops allokering af biomasse til rødderne dog klokkeløngs. Desuden voksede rødderne for blåtop ind under klokkeløngs rødder, uanset om der var gødet eller ej (Aerts et al. 1991).

1.8 Trusler

Der kan være flere årsager til, at klokkeløng er gået tilbage på de våde heder i Danmark. Nedenfor vil vi gennemgå mulige faktorer, hvad deres effekter kan være, og om disse er direkte eller indirekte. Ved direkte menes, at faktorerne direkte påvirker klokkeløngplanternes vækst, og ved indirekte menes, at faktorerne forårsager ændringer i konkurrenceforholdene, så klokkeløngplanterne påvirkes af konkurrerende arter.

1.8.1 Kvælstofdeponering

Kvælstofforbindelserne nitrogenoxider (NO_x) og ammoniak (NH_3) er sammen med svovldioxid (SO_2) de naturmæssigt mest skadelige atmosfæriske forureningsfaktorer i nordvest-Europa (Heil et al. 1988; Aerts & Heil 1993). Den atmosfæriske tilførsel af en række næringsstoffer som kvælstof, fosfor, svovl samt en række basekationer som magnesium, kalium og natrium kan være den vigtigste næringsstofftilførsel til højmoser og et vigtigt bidrag til en lang række andre næringsstoffattige naturtyper som heder og moser. På grund af aktiviteter som landbrug, trafik og industri frigives kvælstofforbindelser og svovldioxid i meget højere, og dermed forurenende koncentrationer (Pearson & Stewart 1993). Den menneskeskabte del af NO_x i atmosfæren stammer hovedsagligt fra afbrænding af fossile brændstoffer i forbindelse med industri og transport (Aerts & Heil 1993). NH_3 stammer hovedsagligt fra intensivt landbrug, hvor produktion og anvendelse af gødning udgør større emissionskilder (Pearson & Stewart 1993; Kirchmann et al. 1998). Størstedelen af NH_3 -emissionen deponeres relativt tæt på kilden (Pearson & Stewart 1993; Ferm 1998; Krupa 2003), idet NH_3 enten hurtigt omdannes til ammonium (NH_4^+) eller afsættes som tørdeponering (Ferm 1998). Siden NH_3 er vandopløseligt, bliver det også afsat som våddeponering, og da NH_3 er et basalt stof i atmosfæren, vil det danne salte med sure gasser og derved transporteres over lange afstande, især når der ikke er skyer til stede. Deponeringsraten varierer med overfladens struktur. Skove, med deres grove struktur, burde derfor modtage

mere kvælstof end græsland og agerjord, der menes at have en mere glat struktur. Sammen med NO_x udgør NH_3 og NH_4^+ de kvælstofforbindelser, som deponeres til terrestriske og akvatiske økosystemer (Kirchmann et al. 1998). Den atmosfæriske kvælstofdeponering er øget i mange naturlige og semi-naturlige økosystemer, og forårsager væsentlige ændringer i artssammensætningen samt fald i artsrigdommen (Stevens et al. 2004; Bobbink et al. 2010; Maskell et al. 2010). Hvad der sker, når jorden bliver beriget med kvælstof er kompliceret, men generelt set antages det, at det stigende kvælstof-input gradvist øger den tilgængelige mængde af kvælstof i jorden. I mange oligotrofe eller mesotrofiske økosystemer er planternes vækst begrænset af den lave mængde af kvælstof i jorden. Når kvælstof-inputtet stiger, medfører det en hurtigere nedbrydning af planterester, og mineraliseringsraten stiger, så mere kvælstof bliver tilgængeligt, og de nitrofile arter med højere vækstrater ender med at udkonkurrere de karakteristiske plantearter (Bobbink 1998; Bobbink et al. 2010). Flere studier har vist, at kvælstofdeponering også påvirker våde heder og dermed har en negativ effekt på klokkeløg (Berendse et al. 1987; Van Vuuren et al. 1992; Strandberg et al. 2011; Damgaard et al. 2014). I tråd med den generelle mekanisme antages det i flere studier, at klokkeløg bliver udkonkurreret af græsser som blåtop, når næringsstoftilgængeligheden øges (Sheikh 1969; Berendse & Aerts 1984; Ejrnæs et al. 2009; Bruus et al. 2010). Som tidligere omtalt kan klokkeløg sagtens konkurrere med blåtop under de næringsfattige forhold på våde heder. Når næringsstoftilgængeligheden så øges, udkonkurrerer blåtop derimod klokkeløg (Berendse et al. 1987; Aerts et al. 1990). Det er derfor muligt, at kvælstofdeponeringen udøver sin effekt på klokkeløg indirekte ved at ændre på konkurrenceforholdene på de våde heder.

Der er også den mulighed, at kvælstofdeponeringen kan have en direkte effekt på planter, idet nogle kvælstof-forbindelser, såsom NH_3 , kan være direkte giftige for planter (Pearson & Stewart 1993). Det gælder særligt for laver, hvor blandt andet rensdyrlaver og kvistlav har vist sig at kunne absorbere kvælstofforbindelser, og at koncentrationen i løvet direkte afspejler det atmosfæriske kvælstofinput (Pitcairn et al. 2006) (Nielsen et al. 2014). Man har bl.a. observeret, at NH_3 kan afkoble fotosyntetisk elektrontransport i isolerede kloroplaster (Lilley et al. 1975). Desuden er der den mulighed, at øget atmosfærisk kvælstofdeponering kan have en negativ indflydelse på mykorrhizadannende svampearter (Aerts & Heil 1993), som kan være afgørende for overlevelse og vækst af hedeplanter (Read 1991). Et studie foretaget af Sheikh (1969) påviste en signifikant højere mortalitet hos planter af klokkeløg, der var blevet udsat for høje kvælstofkoncentrationer, selvom der ikke var andre arter til stede. Generelt voksede de planter, der overlevede, ikke nær så godt som de planter, der ikke havde fået tilført kvælstof. Et andet studie foretaget af Dorland et al. (2003) viste dog, at klokkeløg ikke var særlig følsom overfor høje NH_4^+ -koncentrationer.

Studier foretaget af Strandberg et al. (2011) og Damgaard et al. (2014) har påvist en sammenhæng mellem stigende kvælstofdeponering og fald i dækningsgraden af klokkeløg i Danmark. Det er dog uklart, om effekten af kvælstofdeponering har påvirket klokkeløg direkte. Strandberg et al. (2011) observerede på Vejrup Søhede, at ingen andre arter havde overtaget de ledige nicher efter klokkeløg forsvandt fra dem.

Det er derfor ikke helt klart, om øget kvælstofdeponering fører til udkonkurrering af klokkeløg, eller om arten også påvirkes direkte af kvælstofdeponeringen.

1.8.2 Forsuring

Forsuring er både en effekt af naturlige og menneskeskabte processer (Brady & Weil 2010 kap. 9). Reaktionstallet (pH-værdien) i jorden kan falde pga. naturlig udvaskning samt ved ophobning af dårligt nedbrudt organisk stof. Desuden kan drift og pleje fjerne basekationer, ligesom der produceres organiske syrer i forbindelse med respirations- og nedbrydningsprocesser i jorden (Nielsen et al. 2012). Forsuring kan også være en effekt af industrielle aktiviteter, såsom afbrænding af kul eller olie til generering af strøm, og fra forbrænding af brændstof i transportmidler. Disse aktiviteter kan frigive store mængder af kvælstof- og svovlholdige gasser til atmosfæren (Brady & Weil 2010 kap. 9). De kvælstof- og svovlholdige gasser reagerer i atmosfæren og danner de stærke syrer salpetersyre (HNO_3) og svovlsyre (H_2SO_4), som vender tilbage til jorden i syreregn, sne og tåge samt som tørdeponering. Normalt har regnvand i ligevægt med atmosfæren en pH på ca. 5,5, hvorimod pH-værdien i syreregn ligger på mellem 4,0 og 4,5, men den kan også være så lav som 2,0. I jorden mobiliserer syrerne (stærke anioner som SO_4^{2-} og NO_3^-) aluminium (Al). Snart bliver calcium (Ca^{2+}) erstattet af Al^{3+} og H^+ som de dominerende ioner i udvekslingskomplekset, såvel som i jordopløsningen og drænvand (Brady & Weil 2010 kap. 9). Den pH-værdi, en jordopløsning har, er kritisk for væksten af alle organismer, der lever i jorden. Det mest almindelige problem forbundet med sure jorde er aluminium-toksicitet, som stiger, når pH-værdien falder. Når aluminium optages af planter, forbliver det meste i rødderne, mens en lille del translokeres til skuddene. I rødderne skader aluminium membranerne og begrænser cellernes morfogenese, således at rødderne ikke udvikler sig normalt. De mest almindelige symptomer på aluminium-forgiftning er et forkrøblet rodsystem med korte, tykke rødder og lav forgrening eller lateral vækst. Aluminium forstyrrer også den genetiske kodning samt metabolismen af ATP (Brady & Weil 2010 kap. 9). Imellem arter og inden for arter er der stor forskel på følsomhed overfor aluminium-toksicitet, men generelt udviser planter, der vokser i sure jorde, mindre følsomhed end planter i mere basiske jorde. Mangan-toksicitet (Mn) er også et alvorligt problem for planter i sure jorde, og ligesom for aluminium stiger opløseligheden af Mn, når pH-værdien falder (Brady & Weil 2010 kap. 9). Udover at en lav pH-værdi kan føre til giftige koncentrationer af aluminium og mangan i jorden, kan en lav pH-værdi også medføre, at jorden tømmes for basekationer (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) (Horswill et al. 2008).

Alle naturtyper har været udsat for en kraftig forsuring gennem de seneste årtier, og heder er ingen undtagelse (Strandberg et al. 2011). Ifølge Strandberg et al. 2012 er pH-værdien i morlaget på våde heder siden 1960'erne faldet fra et gennemsnit på over 4 til mellem 2,9 og 4,3. Senere undersøgelser foretaget af Petersen (2014) viste dog, at et sådan fald i pH er usikkert på grund af forskelle i målemetoder. Op gennem 1960'erne havde områder med klokkelyst ofte en pH-værdi mellem 4,0-5,0 (Bannister 1966). På hede og græsland er det blevet påvist, at pH var den variabel, der var bedst korreleret med artsrigdom og diversitet (Roem & Berendse 2000), og at forsuring kan ses som en vigtig trussel mod alle arter i tilbagegang på heder (Houdijk et al. 1993; Roem & Berendse 2000; Roem et al. 2002). Forøget kvælstofdeponering kan også bidrage til forsuring (Houdijk et al. 1993; Roem et al. 2002; Horswill et al. 2008; Strandberg et al. 2011), dog har man i studier på heder ikke fundet nogen sammenhæng mellem kvælstofdeponering og pH (Roem et al. 2002; Damgaard et al. 2014). Ifølge Strandberg et al. (2012) er faldet i morlagets pH den mest sandsynlige kandidat til at forklare faldet i dækningsgrad af klokkelyst i Danmark. Damgaard et al. (2014) fandt dog ikke en signifikant sammenhæng mellem dækningsgrad og pH-

værdi, om end der var en negativ tendens. I et feltstudie forløbende over 5 år fandt man, at hverken et fald i pH-værdi, ved tilsætning af syre, eller tilførsel af aluminium havde nogen effekt på dækningsgraden af klokkeløng, og det samme var gældende for blåtop (Roem et al. 2002). Roelofs (1986) fandt, at der stort set ingen forskel var i pH på heder domineret af henholdsvis græs eller lyngplanter, og Berendse et al. (1987) fandt, at pH-værdien var en anelse højere, hvor blåtop dominerer i forhold til hvor klokkeløng er den dominerende art. Derfor, hvis pH har en effekt på klokkeløng, ser det ikke ud til, at det er en indirekte effekt forårsaget af konkurrence, hvilket understøttes af, at man på Vejrup Søhede eller Lønbørg hede observerede, at ingen arter havde etableret sig i de områder, der blev ledige efter klokkeløngs forsvinden (Strandberg et al. 2012). Man kan formode, at en forsurende også vil have en negativ effekt på andre arter, og at det dermed vil gøre det sværere for de andre arter at konkurrere med klokkeløng. Konkurrencepåvirkning via pH er kompliceret, men formodes at foregå via arternes stresstolerance både overfor ændringer i næringsstoftilgængelighed og koncentrationen af toksiske stoffer som Al, Mn og Fe i jordvæsken. Dette er kompliceret, fordi effekten på konkurrence sker springvist, parallelt med skiftene i bufferkapacitet og tilsvarende ændringer i tilgængelighed af næringsstoffer og toksiske stoffer, samtidig med at pH-ændringerne også påvirker omsætningsforholdene, jordbundsdyr og mikroorganismer som bakterier og svampe, herunder arter som planterne har symbiose med.

1.8.3 Udtørring

En af de vigtigste trusler mod våd hede er udtørring. Dette sker pga. afvanding som følge af dræning, grøftning og vandindvinding (Ejrnæs et al. 2009). Fordi hedeløng bedre tåler udtørring end klokkeløng, kan udtørring medføre, at klokkeløng erstattes af hedeløng (Bruus et al. 2010; Strandberg et al. 2011). Bannister (1964) observerede, at klokkeløngs transpiration ikke blev påvirket nævneværdigt i perioder med høj vandmætning af jorden, men at transpirationen blev negativt påvirket under længevarende tørkeperioder. I perioder med høj vandmætning faldt respirationen hos hedeløng til gengæld, mens respirationen i tørkeperioderne stort set var upåvirket. Det blev også vist, at hedeløng kan spire og etablere sig over et større spænd af fugtighedsforhold end klokkeløng, men under våde forhold ser klokkeløng dog ud til at være i stand til at konkurrere med hedeløng (Bannister 1964b). Vandmætning gav desuden en lavere vækst hos blåtop (Loach 1968), og ifølge Bruus et al. (2010) vil sænkning af grundvand kunne medføre, at klokkeløng også erstattes af blåtop. På Vejrup Søhede observerede Strandberg et al. (2011) dog, at klokkeløng var gået tilbage, selvom vandstanden ikke var blevet sænket. Tværtimod er effekten af de få eksisterende grøfter aftaget idet, de ikke bliver oprenset nær så ofte som tidligere (Strandberg et al. 2011).

1.8.4 Manglende drift og pleje

I dag er mange af de lysåbne naturtyper truet af mangel på pleje (Buttenschøn 2007; Damgaard et al. 2007; Bruus et al. 2010), og det er blevet klart, at pleje bør rettes mod at fjerne næringsstoffer ved at fjerne overjordisk biomasse, hvilket er essentielt for bevarelsen af heder (Aerts & Heil 1993; Damgaard et al. 2007; Bruus et al. 2010). Manglende eller forkert pleje vil kunne føre til ændringer i artsammensætningen, og en konsekvens heraf vil være, at de fleste danske naturtyper med tiden vil springe i skov (Bruus et al. 2010). Tilgroning med vedplanter synes allerede at være udbredt på de våde heder (Ejrnæs et al. 2009). I mange områder påvirker græsnings- og afbrændingshistorien dækningsgraden af blåtop, og er afgørende for, om vegetationen er våd hede eller

græsland (Taylor et al. 2001). I den våde hedes optimale tilstand er græs- og urtevegetationen relativt lavtvoksende, mens dværgbuskene vil kunne opnå en højde på hen imod 25-30 cm (Ejrnæs et al. 2009).

Plejemetoder, der kan anvendes på våde heder, inkluderer afbrænding, tørveskrælning, kalkning, udspreddning af frø fra lokale bestande af klokkelyg, samt græsning og høslæt (Strandberg et al. 2011).

Da der i NOVANA ikke er registreret andre plejetiltag end græsning og høslæt, vil kun disse blive omtalt nærmere.

Græsning

En lang række af de lysåbne naturtyper er blevet udviklet og vedligeholdt gennem græsning fra kvæg, får, heste og geder. Under græsning påvirkes både vegetation og jordbund. Vegetationen bides eller ruskes af, og grene knækkes i forbindelse med dyrenes fødeoptag og -søgning (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen 1993). Vegetationens struktur påvirkes af græsning ved at holde vegetationen lav, og optrædning kan skabe pletter med bar jord (Damgaard et al. 2007). Store dyr som køer laver ikke kun pletter af bar jord, men ofte også dybe huller, da de støvbader eller skraber i jorden for at vise dominans. Desuden sker der slid forårsaget af dyrenes færden, gubning, benyttelse af sølepladser mm. Gødningstilførsel fra dyrene kan også medføre lokale ændringer i vegetationssammensætningen (Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen 1993). Får er i Europa en af de mest anvendte græssere (Pakeman et al. 2003). På våde heder foretrækker får græsser som blåtop frem for klokkelyg (Bannister 1966; Berendse 1985; Grant et al. 1987), og ophør af fåregræsning er muligvis en af årsagerne til, hvorfor andelen af blåtop er steget (Berendse 1985). Græsning på våde heder må derfor antages at være en fordel for klokkelyg, idet den reducerer konkurrencepresset fra græsarterne. Desværre er litteraturen omkring græsnings effekt på klokkelyg begrænset (Strandberg et al. 2011).

Høslæt

Høslæt var tidligere en integreret del af landbrugsdriften, idet høet blev brugt til fodring af dyrene om vinteren (Buttenschøn 2007). I mange lysåbne naturtyper vil høslæt kunne anvendes som plejemetode (Damgaard et al. 2007). Høslæt hindrer højt voksende og næringskrævende arter i at bortskygge lavtvoksende og lyskrævende arter. Traditionelt høslæt udføres med le, og her fjernes al biomasse over slåhøjde, hvilken anbefales til at være 5-10 cm (Jørgensen 2005). Der mangler dog undersøgelser af, hvordan klokkelyg påvirkes (Strandberg et al. 2011). Man kan dog formode, eftersom al biomasse over slåhøjde fjernes, at det ikke kun reducerer konkurrencepresset fra græsser, men også påvirker klokkelyg ved at fjerne biomasse fra denne.

1.8.5 Invasive arter

Invasive plantearter fortrænger naturligt hjemmehørende plantearter og ændrer dermed plantesamfundene artssammensætning. Globalt anser man invasive arter som værende en af de væsentligste trusler mod den biologiske diversitet (Strandberg et al. 2005; Bruus et al. 2010). På våde heder i Danmark finder man de invasive nåletræer bjerg- og klitfyr samt rødgran. Det er dog kun fyrretræerne, man har fundet i store bevoksninger (Strandberg et al. 2005), og især bjergfyr er almindelig (Ejrnæs et al. 2009). Desuden har man fundet mosarten stjerne-bredribbe (Strandberg et al. 2005). Indflydelsen fra invasive arter vil i vores modeller blive håndteret som del af den samlede indflydelse af vedplanter, inklusiv løvfældende vedplanter som bævreasp.

1.8.6 Klimaændringer

Klimaændringer vil muligvis kunne have en indflydelse i form af vådere og mildere vintre samt tørrere somre. Vådere vintre medfører, at vanddækningen er forøget i vinterhalvåret, og mildere vintre medfører, at arter, der drager fordel af højere vintertemperaturer, bliver hyppigere. Tørrere somre medfører, at mere tørketolerante arter som hedelyng, revling og græsser vil kunne udkonkurrere klokkeløg (Strandberg et al. 2011).

Klimaændringer vil ikke indgå yderligere i denne rapport, idet det vil kræve en længere tidshorisont, end vi har valgt her.

1.9 Andre forhold

Ud over de menneskeskabte trusler mod den våde hede og klokkeløg er der også forhold, som ikke nødvendigvis er påvirket af menneskets indgriben, men alligevel kan have en betydning for klokkeløgs dækning.

1.9.1 Jordtype

Der er en klar sammenhæng mellem jordegenskaber og vegetationstyper (Aerts & Heil 1993), og da jordbunden på våde heder er sandet (Bruus et al. 2010; Strandberg et al. 2011), må man formode, at klokkeløg er tilpasset til at vokse her. Bannister (1964) viste, at klokkeløg klarede sig bedst på mineralsk jord, næstbedst på humusjord og dårligst på tørv, hvorimod hedelyng spirer og etablerer sig bedre end klokkeløg på alle jordtyperne i studiet. Blåtop vokser ligeledes over et meget bredt spektrum af jordtyper: både kalkrig jord, siltrig, sandet, gruset jord samt humus (Taylor et al. 2001).

1.9.2 Basekationer

Udtømmning af jordens basekationer kan være en af de faktorer, der har ført til fald i artsrigdom og spredning af nitrofile arter observeret i græsland (Horswill et al. 2008). Basekationer kan tilføres via atmosfærisk deponering fra havet, og denne deponering kan modvirke effekten af forsurening (Houdijk et al. 1993; Strandberg et al. 2012) – i det mindste i kystnære områder. Strandberg et al. (2012) fandt en positiv sammenhæng mellem relativ basekationdeponering og dækningsgraden af klokkeløg.

1.9.3 Morlag

På jordbunde med $\text{pH} < 4$ og nedbørsoverskud kan humuslaget omdannes til et fibrøst og kompakt lag, kaldet morlag (Fredshavn et al. 2012). Her er plante- og dyrerester dårligt omsatte og ligger i et stort set ublandet lag oven på mineraljorden (Büker 2004). Morlaget, som er 5-15 cm tykt på de våde heder, fungerer som et væsentligt vandmagasin, hvorfor der i områder med et tyndt morlag kan være en lavere tolerance over for længerevarende tørke (Strandberg et al. 2011). Det er derfor muligt, at morlagets tykkelse vil kunne påvirke den mængde af vand, der er tilgængeligt for klokkeløg, da arten har et relativt overfladisk rodsystem (Rutter 1955).

1.9.4 Terrænhældning

Terrænhældningen har indflydelse på balancen mellem vands infiltration og overfladeafstrømning, hvor stejle hældninger begunstiger overfladeafstrømning over infiltration (Brady & Weil 2010 kap. 6). Bannister (1966) ob-

serverede, at klokkelyng var mest udbredt på områder med lav hældning, især når dette fører til ophobning af vand. Strandberg et al. (2011) viste, at terrænhældning havde en signifikant effekt på dækningsgraden af klokke-lyng, mens terrænhældning stort set ikke forklarede variationen i den gennemsnitlige dækning, når kvælstofdeponering blev taget i betragtning.

1.10 Klithede

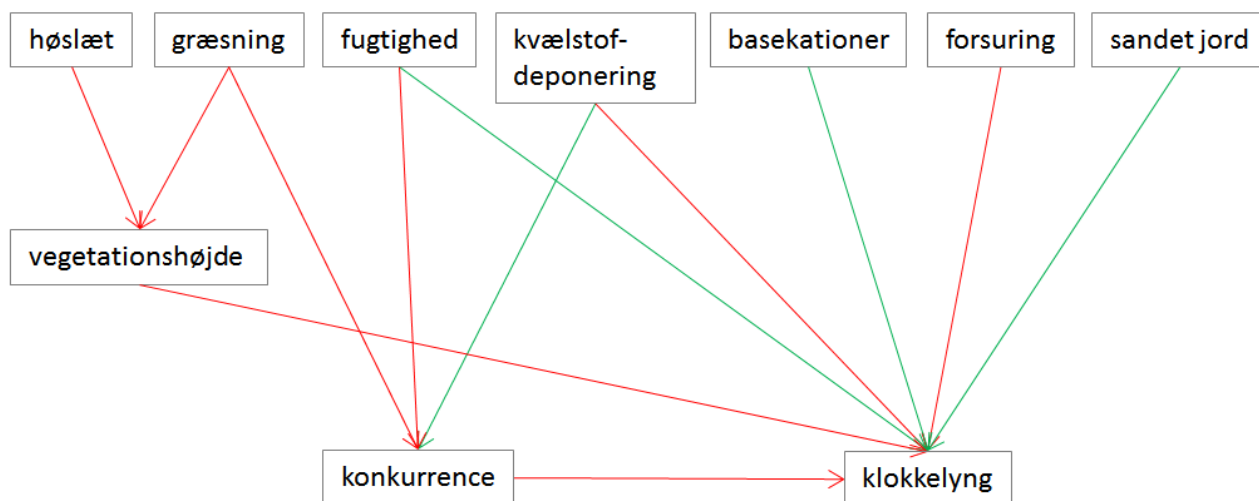
I modsætning til populationer af klokkelyng på de våde heder synes kystnære forekomster af klokkelyng at trives ganske godt. Disse lokaliteter tilhører klitheder eller fugtig klitlavning, som er marint påvirkede naturtyper (Strandberg et al. 2011). Klitheden (Natura 2000-kodenummer 2140, ”kystklitter med dværgbuskvegetation”) er en af de mest udbredte lysåbne naturtyper i Danmark (Fredshavn et al. 2011), hvor den primært er at finde langs vestkysten, mens den på europæisk plan er mere sjælden og truet (Anon 2012). Klitheder findes naturligt på næringsfattigt og udvasket flyvesand (Fredshavn et al. 2011), og udviklingshistorien er domineret af sandflugt i større eller mindre grad (Strandberg et al. 2011). De mest nyligt dannede klitter har en alder på maksimalt 300 år, og jordbunden er derfor yngre her end på indlandshederne (Nørnberg 1977). Tykkelsen af flyvesandlaget er ikke afgørende for, om et areal kan henføres til klithede, og selv et lag på få centimeter er nok (Fredshavn et al. 2011). På grund af sandflugt op gennem tiden er vegetationen præget af en konstant og ofte gentagen succession. Klithede adskiller sig desuden fra våd hede ved, at det øverste morlag er tyndere, ofte falder der mere nedbør ved kysterne, og temperaturudsvingene er lavere (Strandberg et al. 2011). Dele af naturtypen findes på tørre klitter, mens andre dele findes i fugtige lavninger og svarer floristisk set til våd hede (Damgaard et al. 2008). Vegetationen er artsfattig, og typisk er den domineret af dværgbuske (Fredshavn et al. 2011). Ofte indeholder floraen på klitheder en af følgende karakteristiske arter: revling (*Empetrum nigrum*), sand-star (*Carex arenaria*), farve-visse (*Genista tinctoria*) og klitvintergrøn (*Pyrola rotundifolia* ssp. *maritima*). Endvidere ses ofte hedelyng, klokkelyng, gyvel (*Cytisus scoparius*), pors, almindelig engelsød (*Polypodium vulgare*), almindelig kællingetand (*Lotus corniculatus*), bølget bunke, sandhjælme (*Amophila arenaria*) og smalbladet høgeurt (*Hieracium umbellatum*). Desuden er der en almindelig forekomst af cypresmos (*Hypnum cupressiforme*) og trind fyrremos (*Pleurozium schreberi*), samt laver som gul-hvid rensdyrlav (*Cladonia arbuscula*) og hede-rensdylav (*C. portentosa*) (Fredshavn et al. 2011).

1.11 Formål og hypoteser

På baggrund af Danmarks forpligtelser overfor EU's Habitatdirektiv, er det tidligere Danmarks Miljøundersøgelser (nu DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi) i samarbejde med andre institutioner blevet bedt om at udvikle kriterier for gunstig bevaringsstatus. Et af kriterierne er, at bestandene af de karakteristiske arter skal være på et stabilt eller stigende niveau. Klokkelyng er, som før nævnt, den eneste karakteristiske art for de våde heder (Bruus et al. 2010). For at udvikle effektive forvaltningsplaner for klokkelyng, er det vigtigt at skabe en detaljeret indsigt i årsagssammenhænge bagved klokkelyngs forekomst på våde heder, og her er strukturelle ligningssystemer specielt velegnede. Vi har valgt en bekræftende (konfirmerende) tilgang til modelleringen, idet vi med udgangspunkt i eksisterende viden vil opstille hypoteser over økologiske årsagssammenhænge.

1.11.1 Indledende hypoteser

Det forventes, at de forskellige faktorer påvirker klokkeløng enten direkte eller indirekte gennem påvirkning af konkurrerende arter (figur 1.1) (bl.a. Sheikh 1969; Berendse & Aerts 1984; Aerts et al. 1990; Aerts & Heil 1993). Til den indledende model er påvirkning fra de faktorer medtaget, som mest hyppigt har været nævnt i øvrig litteratur som værende af betydning. I det følgende vil vi gennemgå de vigtigste faktorer med angivelse af deres formodede direkte eller indirekte effekter på klokkeløng:



Figur 1.1. Den indledende hypotetiserede model over de formodede årsagssammenhænge mellem følgende faktorer: fugtighed, kvælstofdeponering, græsning, høslæt, vegetationshøjde, basekationer, forsuring, sandet jord, konkurrence og klokkeløng. Pilenes farver symboliserer den forventede effekt, hvor rød er negativ og grøn positiv.

Udtørring vil kunne påvirke klokkeløngs transpiration negativt, og udtørring vil også kunne medføre, at andre arter, som blåtop og hedeløng, der foretrækker mere tørre forhold, vil kunne udkonkurrere og erstatte klokkeløng (Bannister 1964b; Bruus et al. 2010). Det forventes derfor, at fugtighed gennem en negativ effekt på konkurrence får en positiv effekt på klokkeløng.

Øget kvælstofdeponering forventes at have en positiv effekt på konkurrerende arter som blåtop (Sheikh 1969; Berendse & Aerts 1984; Bruus et al. 2010). Det er ikke helt klart, om den øgede kvælstofdeponering har en direkte effekt på klokkeløng, og der er både studier der taler for (bl.a. Sheikh 1969) og imod (bl.a. Dorland et al. 2003). Her antager vi, at kvælstofdeponering har en direkte, negativ effekt på klokkeløng, idet det er usandsynligt, at klokkeløngs tilbagegang kun er en effekt af ændrede konkurrenceforhold pga. den observerede tilbagegang af klokkeløng i monospecifikke stande (Strandberg et al. 2012; Damgaard et al. 2014).

Græssende dyr som får foretrækker græsser såsom blåtop over klokkeløng (Berendse 1985; Grant et al. 1987). Det antages derfor at græsning vil have en negativ effekt på konkurrencen. Hvis et område bliver afgræsset, eller der foregår høslæt, må det yderligere have en negativ indflydelse på vegetationshøjden (Bruus et al. 2010).

Det forventes, at dækningen af klokkeløng vil falde, når der sker forsuring af jordbunden (Strandberg et al. 2012). Basekationer forventes at have en positiv effekt på klokkeløng (Strandberg et al. 2012), idet øget tilførsel af basekationer menes at kunne ophæve de negative effekter forårsaget af forsuring (Houdijk et al. 1993; Strandberg et al. 2012). Klokkeløng vokser på sandede

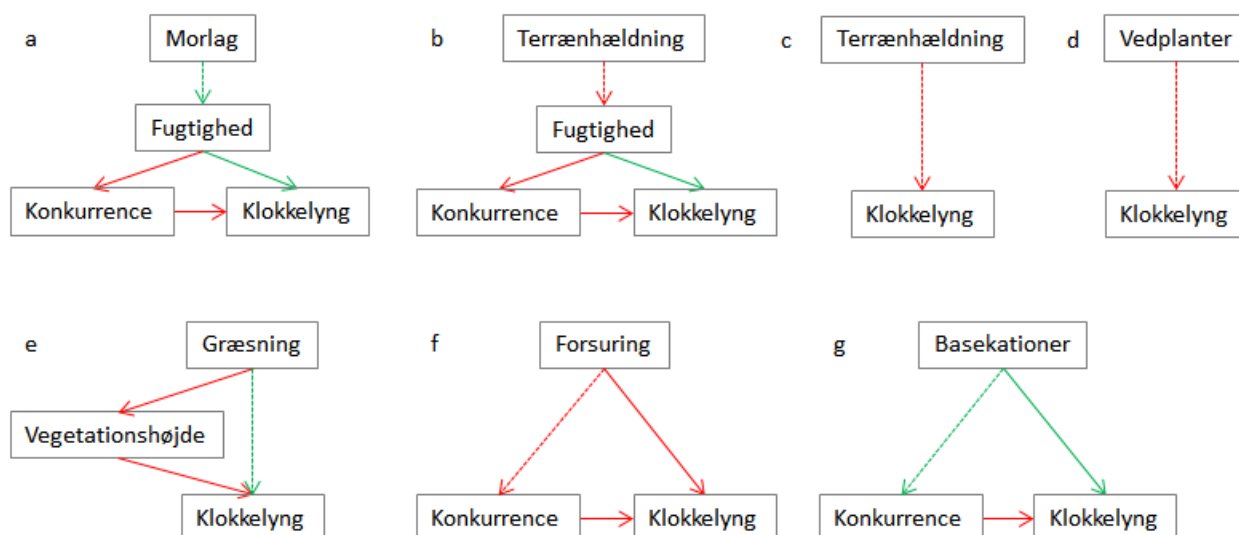
jorder på de våde heder (Bruus et al. 2010; Strandberg et al. 2011), derfor vil jorde, der er mere sandede, have en positiv effekt på klockelyng, mens klockelyng klarer sig dårligere på mere humusrige jorde (Bannister 1964b).

De kausale forbindelser mellem de nævnte faktorer blev modelleret som vist i figur 1.1. Modellen blev analyseret i programmet R (R Core Team 2014), hvor pakken lavaan (Rosseel 2012) blev anvendt. NOVANA-data fra perioden 2007-2012 blev brugt som datagrundlag.

1.11.2 Alternative hypoteser

Da der eksisterer hypoteser med mindre støtte i litteraturen, fandt vi det relevant at teste et antal alternative modeller (figur 1.2).

Idet morlag fungerer som vandmagasin (Strandberg et al. 2011), forventes det, at et tykkere morlag vil medføre et større vandindhold, altså vil morlag have en positiv effekt på jordens fugtighed (figur 1.2a).



Figur 1.2. Hypotetiserede alternative modeller. Disse føjes skiftevis til den indledende model ved at tilføje en kausal forbindelse mellem (repræsenteret af stiplede pil): a) morlag og fugtighed, b) terrænhældning og fugtighed, c) terrænhældning og klockelyng, d) vedplanter og klockelyng, e) græsning og klockelyng, f) forsuring og konkurrence, og g) basekationer og konkurrence. Pile-nes farver symboliserer den forventede effekt, hvor rød er negativ og grøn positiv.

Terrænhældning påvirker vands infiltration og overfladeafstrømning (Brady & Weil 2010 kap. 6), og det forventes, at jo stejlere en hældning i terrænet er, jo mindre vand vil der kunne ophobes i jorden. Terrænhældning vil derfor have en negativ effekt på jordens fugtighed (figur 1.2b).

Strandberg et al. (2011) fandt en positiv indflydelse af terrænhældning på klockelyng (figur 1.2c), og denne sammenhæng vil derfor også blive testet her.

Vedplanter (figur 1.2d) kan være negativt korreleret med klockelyng, da flere vedplanter kan tyde på, at den våde hede er på vej mod et successionsstadium med skov (Bruus et al. 2010).

Klockelyng reproducerer sig ved frø i forstyrrede habitater (Bannister 1966), og derfor kunne man forestille sig, at de bare pletter jord, som de græssende dyr skaber, vil være fordelagtige for frøene. Derfor vil græsning kunne have en direkte, positiv effekt på klockelyng (figur 1.2e).

Idet man har observeret, at nicher stod tomme efter klokkelyngs forsvinden (Strandberg et al. 2011), kunne man forestille sig, at forsuring er årsagen til klokkelyngs forsvinden (Strandberg et al. 2012), og at forsuring også kan have haft en negativ effekt på de konkurrerende arter (figur 1.2f). Tilførsel af basekationer kan modvirke effekterne af forsuring (Houdijk et al. 1993; Strandberg et al. 2012), og derfor vil basekationer også kunne have en positiv effekt på de konkurrerende arter (figur 1.2g).

Disse hypoteser blev testet ved at modificere modellen i figur 1.1 ved på skift at tilføje forbindelserne vist i figur 1.2 til modellen.

1.11.3 Sammenligning med klithede

Idet klokkelyng klarer sig godt på klitheder (Strandberg et al. 2011), ønskedes det desuden undersøgt, hvilke faktorer, der spiller ind på dækningsgraden af klokkelyng i denne naturtype, og hvad effekterne er. Dette blev gjort ved at analysere den indledende model (figur 1.1) med data fra klitheder.

2 Materialer og metode

2.1 Indsamling af NOVANA-data

I NOVANA foretages overvågningen af habitatnaturtyperne på stationer. Disse stationer findes både indenfor og udenfor habitatområderne, og der kan være flere habitatnaturtyper på en station. På hver station er der udlagt et antal prøvefelter. Et prøvefelt er 0,5 x 0,5 m, hvilket i lysåbent natur afgrænses med en aluminiumsramme (pinpoint-ramme). I pinpoint-rammen er der udspændt snore vinkelret på hinanden, hvorved der dannes 16 krydspunkter. I prøvefeltet foretages der vegetationsanalyser, herunder pinpoint, hvor man anvender en pind med en tykkelse på 2 mm, og i hvert krydsfelt registreres der hvilke arter, der berøres af denne (Fredshavn et al. 2012). I de lysåbne habitatnaturtyper har man ydermere en cirkel med en radius på 5 m, som har centrum i prøvefeltet. I denne 5 m-cirkel bestemmer man naturtypen, og der indsamles data med information om strukturparametre, påvirkningsfaktorer, jord-, vand og planteprøver m.v. samt supplerende artslistes (Fredshavn et al. 2012).

Den første overvågningsperiode i NOVANA fandt sted fra 2004-2010, og den anden overvågningsperiode finder sted fra 2011-15. Tidspunktet på året for dataindsamling er fra og med maj til og med oktober. For 4010, våd hede, sker overvågningen fra juli til oktober (Fredshavn et al. 2012). For metoder til registrering og / eller beregning af de enkelte variabler, der indgår i denne analyse, se tabel 2.1.

2.2 Variabler

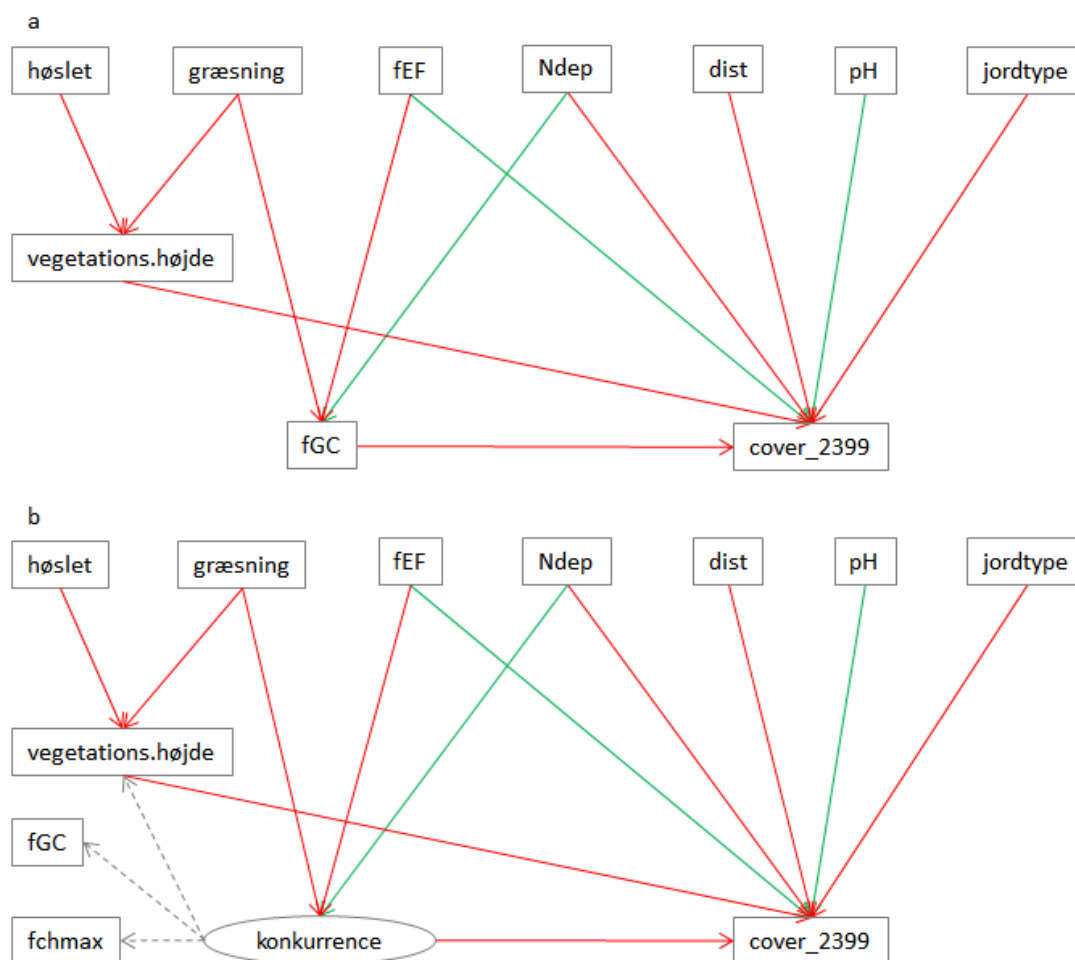
De forskellige variabler, der indgår i analysen, kan ses i tabel 2.1. Bortset fra *græsning* og *høslæt* har alle variabler kontinuerte data.

Når variablerne (tabel 2.1) sættes ind i den indledende model (figur 1.1), kommer modellen til at se ud som i figur 2.1.

I figur 2.1a repræsenterer variabelen *fGC* konkurrence. *fGC* er et gennemsnitligt mål for Grimes C-værdien for de planter, der befinder sig i 5 m-cirklen (*f* står for frekvens). Jo bedre en arts konkurrenceevne er, jo større er dens C-værdi (Ejrnæs & Bruun 2000). Det vil sige, at jo større *fGC*-værdien er, jo højere er den gennemsnitlige konkurrenceevne for planterne i 5 m-cirklen. Det var også en mulighed at vælge C-værdierne fra prøvefelterne, hvor klokkelænges dækningsgrad blev målt, men dem fra 5 m-cirklen blev valgt på den baggrund, at hvis man kun tog målingerne fra prøvefeltet, og klokkelæng var den eneste art til stede, ville den gennemsnitlige C-værdi risikere at bestå udelukkende af C-værdien for klokkelæng. C-værdien for klokkelæng er 3, mens den for konkurrerende arter som hedelæng og blåtop er 6. For C-S-R-værdier er der en total pulje på 12, som fordeles mellem de tre strategier for hver art (Ejrnæs & Bruun 2000).

Tabel 2.1. Faktorerne, der indgår i figur 1.1 og 1.2, hvilke variabler, der repræsenterer faktorerne i analyserne, hvad faktoren/variablen dækker over, samt de anvendte metoder til målinger af variablerne.

Faktor	Variabel	Forklaring	Metode	Reference
Klokkelyng	cover_2399	Dækningsgrad af klokkelyng	16 målinger i 0,25 m ² pin-pointramme	Fredshavn et al. 2012
Konkurrence	fGC	Grimes C Konkurrencestrategi-indikator	Gennemnit af arternes C-værdier i 5 m-cirklen	Grime 1977; Ejrnæs & Bruun 2000
	fchmax	Maximal canopy height (m)	Gennemsnit af vegetationens potentielle maksimale højde i 5 m-cirklen	Kleyer et al., 2008
Kvælstofdeponering	Ndep	Kvælstofdeponering (kg N/ha/år)	Modelberegnet via Danske Eulersk Hemisfærisk Model	Ellermann et al., 2013
Forsuring	pH	Surhedsgrad	Måles i jordens øverste 5 cm, bestemmes via en 0,01 M CaCl ₂ -opløsning	Fredshavn et al. 2012
Fugtighed	fEF	Ellenberg F Fugtighedsindikator	Gennemsnit af arternes F-værdier i 5 m-cirklen	Ellenberg et al. 1992
Vegetationshøjde	vegetations.højde	Urtevegetationens højde (cm)	Højden af det nederste vækstlag i prøvefeltet	Fredshavn et al. 2012
Græsning	græsning	0: ej græsset, 1: græsset	Om der er tegn på græsning i 5 m-cirklen	Fredshavn et al. 2012
Høslæt	høslæt	0: ej høslæt, 1: høslæt	Om der er tegn på høslæt i 5 m-cirklen	Fredshavn et al. 2012
Sandet jord	jordtype	Hvor sandet eller leret jorden er	Jordens type er bestemt og klassificeret efter JB-nummer 1-12	Greve et al. 2007
Basekationer	dist	Afstand til kyst (km). Indikator for basekationdeponering (deponeringen falder med stigende afstand)	GIS-modellering af afstand fra station til nærmeste kyst	Strandberg et al. 2012
Morlag	morlag	Morlagets tykkelse (cm)	Morlagets tykkelse i prøvefeltet	Fredshavn et al. 2012
Terrænhældning	slope	Terrænhældning (%)	GIS-analyse ud fra højdemodel	Geodatastyrelsen 2014
Vedplanter	vedplanter	Dækning af vedplanter (m ²)	Den samlede dækning af vedplanter i 5 m-cirklen	Fredshavn et al. 2012



Figur 2.1. De forventede kausale effekter mellem variablerne høslæt, græsning, fEF, Ndep, dist, pH, jordtype, vegetations.højde, cover_2399 og konkurrence, hvor konkurrence er repræsenteret af henholdsvis a) *fGC*; b) den latente variabel *konkurrence* med effekt-indikatorerne *vegetations.højde*, *fGC* og *fchmax* (angivet med stiplede pile). Pilenes farver symboliserer den forventede effekt, hvor rød er negativ og grøn positiv.

Konkurrence er ikke helt let at finde et entydigt mål for (bl.a. Berendse et al. 1987; Damgaard et al. 2008; Carlyle et al. 2010; Damgaard 2011). Derfor blev en model specificeret, hvor konkurrence indgår som en latent variabel (figur 2.1b). Her er maximum canopy height (*fchmax*), *vegetations.højde* og *fGC* valgt som effekt-indikatorer for den latente variabel konkurrence. *Vegetations.højde* og *fchmax* dækker over henholdsvis den aktuelle og den potentielle vegetationshøjde. Variablerne er valgt på baggrund af, at en af de fordelagtige egenskaber hos de konkurrencedygtige arter netop er deres højde (Grime 1979), idet det giver en fordel i forhold til adgang til lys (Westoby et al. 2002). Det blev også vist af Strandberg et al. (2012), at som dækningsgraden af blåtop steg, blev højden større, mens højden af klokkeløng faldt. Grunden til, at den potentielle vegetationshøjde (*fchmax*) også indgår, er, at selvom konkurrencedygtige planter ikke har opnået deres potentielle maksimale højde, kan de godt have andre egenskaber, der gør dem til overlegne konkurrenter (Grime 1979). *chmax* er også taget fra 5 m-cirklen (derfor *f* for frekvens foran) af samme grund som GC.

Ellenbergs indikatorværdi F (*fEF* – målt i 5 m-cirklen af samme grund som for GC og *chmax*) er anvendt som indikator for fugtighed (tabel 2.1), idet EF beskriver planterarternes præferencer for fugtighed; EF = 1 for planter, der foretrækker ekstremt tørre voksesteder, EF = 12 for planter, der næsten permanent er dækket af vand (Ellenberg et al. 1992). Nygaard et al. (2009) be-

nytter sig af de britiske indikator-værdier (Hill et al. 2000), da de afspejler de økologiske forhold i Danmark bedre end de tidligere anvendte centraleuropæiske indikatorværdier. For klockelyng er EF=8, for blåtop er EF=8, og for hedelyng er EF=6.

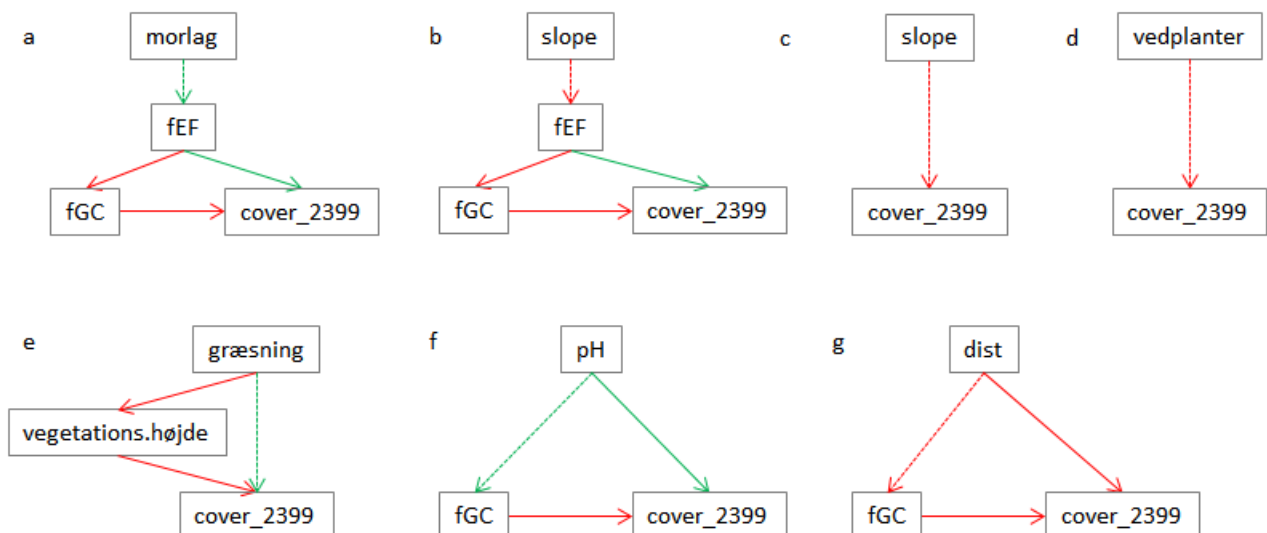
For at repræsentere jordtype er jordernes JB-numre valgt (tabel 2.1). Fra laveste JB-nr. til højeste går jordtypen fra at være sandet til at være leret og til sidst over i organisk (Greve et al. 2007). Da klockelyng foretrækker sandet jord og vokser dårligere på mere organiske jorde (Bannister 1964b), forventes det, at jordtyper med højere JB-numre vil have en negativ kausal effekt på klockelyngs dækningsgrad (*cover_2399*) (figur 2.1).

Forsuring repræsenteres af *pH*, og derfor forventes det, at stigende *pH*-værdi vil have en positiv effekt på klockelyng (figur 2.1).

Som indikator for basekation-deponeringen er afstand til havet (*dist*) valgt (tabel 2.1). Basekation-deponeringen vil falde med stigende afstand til havet, og derfor forventes det, at *dist* har en negativ, kausal effekt på *cover_2399* (figur 2.1).

De øvrige variable, *Ndep*; *græsning*; *høslæt*, som indgår i figur 2.1, repræsenterer henholdsvis kvælstofdeponering, græsning og høslæt, som navnene indikerer.

De hypotetiserede delmodeller ser ud som i figur 2.2, når variableerne er indsat. De forventede kausale sammenhænge mellem variableerne er de samme som i figur 1.2 mellem faktorerne. Der er dog et par undtagelser: da *pH* repræsenterer forsuring, forventes det, at *pH* har en positiv effekt på konkurrence, her repræsenteret af *fGC* (figur 2.2f). *dist* anvendes som indikator for basekation-deponeringen, og derfor forventes denne at have en negativ kausal effekt på konkurrence (figur 2.2g).



Figur 2.2. Hypotetiserede delmodeller, hvor variableerne, der repræsenterer de forskellige faktorer, er indsat. Den tilføjede forbindelse er repræsenteret af en stiple pil. Forbindelse tilføjet mellem a) *morlag* og *fEF*, b) *slope* og *fEF*, c) *slope* og *cover_2399*, d) *vedplanter* og *cover_2399*, e) *græsning* og *cover_2399*, f) *pH* og *fGC*, g) *dist* og *fGC*. Pilenes farver symboliserer den forventede effekt, hvor rød er negativ og grøn positiv.

2.3 Data

De data, der danner baggrund for analyserne i denne rapport, er indsamlet i forbindelse med NOVANA. Datasættet med rådata indeholder abiotiske målinger for alle habitatnaturtyper, der overvåges i NOVANA fra perioden 2004-2012. Desuden findes et rådatasæt over dækningsgraden af de i feltet registrerede plantearter, også fra alle overvågede habitatnaturtyper og fra samme periode, som de abiotiske data er blevet målt i. De forskellige abiotiske og biotiske data er inddelt på plot-niveau (målinger og registreringer foretaget i prøvefeltet og den omkringliggende 5 m-cirke), og de forskellige plots er fordelt på stationer. Til bearbejdning af data blev Microsoft Office Excel (2010) og R (R Core Team 2014) benyttet (se desuden appendix II for R-scripts).

2.3.1 Udvælgelse af data

For at få data for habitattyperne 4010 og 2140 var det nødvendigt at sortere i rådatasættet. Desuden var der flere overvejelser, der gjorde sig gældende for udvælgelsen af data, hvilket vil blive uddybet i det følgende.

1. Data er i Excel-format og for at samle de data, der skulle indgå i analysen i ét datasæt, blev først dækningsgraden for klokkelyg fundet i datasættet med biotiske data, og disse værdier blev sat ind i datasættet med abiotiske data.
2. Idet kun data fra våd hede (4010) og klithede (2140) skulle medtages, var det nødvendigt at sortere i det store datasæt. Dette blev gjort ved først at finde alle de plots, der var af habitattype 4010 og 2140. Hvilken habitattype, plots bestod i, var bestemt ud fra ordinationsanalyser (Nygaard et al. 2009). Ud fra de plots, der var af henholdsvis type 4010 og 2140, blev et datasæt lavet i Excel for hver habitattype bestående af de plots, der hører til henholdsvis den ene og den anden type. I hvert datasæt indgik også en dummy-variabel, som består af værdierne 0 og 1, hvor 1 indikerer, hvilke plots man ønsker med, som R skal bruge for at kunne sortere. Grunden til, at de plots med tilhørende data, som blev fundet i første omgang ikke blot blev medtaget er, at plots for år 2012 ikke havde fået angivet en tertiær habitattype, så derfor ville disse ikke være blevet taget med. Selvom plottene måske ikke var af type 4010 eller 2140 i 2012, havde de i hvert fald været det årene forinden, og derfor blev det fundet relevant at inddrage dem. Til sidst blev datasættene med dummy-variablerne samt datasættet med abiotiske og dækningsgrad-data konverteret til csv-format og importeret til R, hvori de blev flettet sammen (appendix II A1). Denne sammenfletning gjorde, at der for type 4010 var 1465 plots fordelt på 116 stationer og 2348 forskellige plots fordelt på 138 stationer for type 2140.
3. De nye filer med abiotiske og dækningsdata for henholdsvis 4010 og 2140 blev igen eksporteret til Excel (appendix II A1).
4. Af flere årsager, som følger herefter, var det nødvendigt at fravælge en del af stationerne samt målinger en del af årene. En af disse er, at det var ønsket at få variablerne *græsning* og *høslæt* med, og da de ikke var blevet registreret i perioden før 2007, blev målinger på stationer før 2007 fravalgt. For at undgå tidlig autokorrelation, idet der var blevet foretaget målinger på de fleste af stationerne over flere år, blev det valgt kun at tage målinger med for ét år fra hver station (fx var der foretaget målinger på station 112 i årene 2007, 2008, 2009 og 2012, men kun målingerne for år 2009 blev medtaget). Det år, målingerne blev taget fra, blev valgt ved at se på, hvilket år

den pågældende station havde flest plots, og hvis der var lige mange plots imellem nogle af årene, blev det år valgt, hvor der var foretaget flest målinger af andre variabler (fx var pH ikke målt på det samme antal plots på en station i de forskellige år). For at undgå rumlig auto-korrelation mellem de forskellige plots på én station blev gennemsnittene af alle plottenes variabler beregnet for de enkelte stationer, og for at have nok datapunkter at tage de gennemsnit af, blev stationer med under 10 plots fravalgt. Alt dette gjorde, at der for habitattype 4010 var målinger fra 45 stationer, og at der for 2140 var målinger fra 69 stationer. Variablernes værdier er således gennemsnit af plots på de enkelte værdier, hvilket vil sige, at variablerne *græsning* og *høslæt* (hvor 0: ingen græsning/høslæt og 1: græsning/høslæt har fundet sted) vil have værdier mellem 0 og 1, og værdierne vil derfor behandles som kontinuere, ligesom de andre variabler. Da jorde med lavt JB-nummer, som før nævnt, er sandede, og jorde med højt JB-nummer er lerede, blev det antaget, at man kan tage gennemsnittet af JB-numrene for de enkelte plots på en station for at få en gennemsnitlig jordtype for hele stationen. *Jordtype* vil derfor være gennemsnit af de enkelte stationers JB-numre, og vil derfor også blive behandlet som kontinuere variabler.

5. Variablen *dist* var ikke med i NOVANA-datasættet, så denne blev beregnet vha. GIS af Peder Klith Bøcher (Bioscience - Økoinformatik og Biodiversitet, Aarhus Universitet) ud fra afstanden til den nærmeste kyst fra gennemsnitskoordinaterne for de medtagede stationer. Variablen *dist* med værdier for henholdsvis 4010 og 2140 blev i Excel flettet sammen med datasættene indeholdende abiotiske variabler og dækningsgrad for henholdsvis 4010 og 2140. Til sidst var der to datasæt: ét for 4010 og ét for 2140 (datasættene kan findes i appendix I), begge indeholdende variablerne nævnt i tabel 2.1. Der var ikke blevet foretaget høslæt på nogen af stationerne i 2140, så variablen *høslæt* indgår ikke i datasættet for denne naturtype.

2.3.2 Transformation

Da det for analyser af strukturelle ligningsmodeller er vigtigt, at data er normalfordelte (Ramzan et al. 2013), blev det testet, om de forskellige variabler havde normalfordelte værdier. Hvis ikke de var normalfordelte, blev de transformeret. Denne proces gennemgås i det følgende.

1. Variablerne blev i R testet for, om de var normalfordelte. Dette blev vurderet visuelt ud fra histogrammer og QQ-plots, idet statistiske tests er sensitive over for prøvestørrelsen (Ramzan et al. 2013). Disse blev dog suppleret med en statistisk test, da visuelle tests kan mangle objektivitet (Ramzan et al. 2013). Her blev Shapiro-Wilk-testen (Shapiro & Wilk 1965) valgt, idet den klarede sig godt i forhold til mange andre normalitet-tests, også ved forskellige asymmetriske fordelinger, samt ved prøvestørrelser omkring 50 (Yazici & Yolacan 2007; Yap & Sim 2011; Saculinggan & Balase 2013) (appendix II B1). For Shapiro-Wilk-testen gælder det, at hvis p-værdien $> 0,05$ kan det ikke afvises, at data stammer fra en normalfordeling.
2. De variabler, der ud fra de visuelle vurderinger og ifølge den statistiske test ikke var normalfordelte, blev transformeret (tabel 2.2, appendix II B1), så værdierne ud fra visuel bedømmelse og Shapiro-Wilk-testen blev normalfordelte. Den stærkeste transformation, der blev anvendt, var log-transformation; da den stærkere invers-transformation ændrede fortegn på estimerne, blev brugen af denne undladt. Ikke alle variabler (som *høslæt* og *græsning*) havde værdier, som kom tættere på en normalfordeling ved transformation, derfor blev transformation helt undladt for disse.

Tabel 2.2. Transformation af variabler på habitatnaturtyperne 4010 og 2140. Sqrt() angiver en kvadratrods-transformation, log() en logaritmisk transformation, og log(+1) at alle værdierne for variabelen først blev adderet med 1 og derefter log-transformeret (1 blev lagt til, da de transformerede værdier ellers ville indeholde negative værdier). – indikerer, at det ikke var nødvendigt at transformere disse. * indikerer, at disse variabler ikke kom tættere på en normalfordeling ved transformation.

Variabel	Transformation	
	4010	2140
cover_2399	sqrt()	sqrt()
fGC	-	log()
fchmax	log(+1)	log(+1)
Ndep	-	log()
pH	log()	log()
fEF	-	-
vegetations.højde	-	-
græsning	*	*
høslæt	*	
jordtype	log()	log()
dist	sqrt()	log(+1)
morlag	log(+1)	*
slope	log(+1)	log(+1)
vedplanter	log(+1)	log(+1)

2.3.3 Manglende værdier

Da der på nogle stationer ikke er blevet foretaget målinger for variablerne *pH*, *morlag*, *jordtype* og *slope*, blev der benyttet forskellige metoder til at tage højde for de manglende værdier i datasættet.

Før man implementerer en metode til at håndtere manglende data, er det vigtigt at forstå, hvorfor data mangler (Wayman 2003). Data kan være 'Missing Completely at Random' (MCAR), hvis sandsynligheden for at *Y* mangler hverken er afhængig af en anden variabel i datasættet, *X*, eller *Y* selv. Data kan også være 'Missing at Random' (MAR), hvis sandsynligheden for at *Y* mangler ikke afhænger af *Y*, når man har kontrolleret for *X* (Rubin 1976), dvs. grunden til at data mangler, er kun afhængig af andre observerede variabler. Hvis grunden til at *Y* mangler til gengæld afhænger af både *Y* og *X*, så er data 'Not Missing at Random' (NMAR), og mekanismen, som er årsag til, at data mangler, skal derfor modelleres som en del af estimeringsprocessen (Allison 2012). Grunden til, at data mangler i NOVANA-datasættet, er, at det simpelthen ikke er alle steder, man har foretaget alle målingerne. Det er helt tilfældigt, hvilke steder man ikke har målt en given variabel, og det afhænger ikke af hverken den givne variabel eller nogen af de andre observerede variabler. Data er derfor MCAR her.

'Lavaan', som er det program, der her vil blive anvendt til de statistiske analyser, bruger som standard 'listwise deletion' (LD)" (som antager at data er MCAR (Enders & Bandalos 2001)), hvilket betyder, at stationer med manglende værdier for en/flere variabler fjernes. Det har den konsekvens, at en del stationer udgår fra analysen, og prøvestørrelsen bliver mindre. Desuden kan 'listwise deletion' resultere i, at de tilbageværende observationer ikke er repræsentative for hele prøven (Wayman 2003). Derfor blev det her valgt at benytte metoder, der enten tager højde for, at der mangler værdier, eller som beregner estimater af de manglende værdier. En af de ting, som blev fundet vigtig i forbindelse med udvælgelsen af metoder, var, at metoderne skulle

kunne anvendes i forbindelse med lavaan. Desuden blev det valgt at benytte mere end én metode til at tage højde for manglende værdier for derved at kunne se, om resultaterne fra de forskellige metoder er robuste. I de følgende vil de valgte metoder blive uddybet, og i afsnittet ”2.4. Statistisk analyse” bliver implementeringen af dem beskrevet.

’Robust Maximum Likelihood’ estimering (MLR): maximum likelihood anvendes til estimeringen af parametrene, men der vil nu blive produceret robuste standard errors og en robust teststatistik, som tager højde for, at der mangler data (Rosseel et al. 2014). Listwise deletion vil stadigvæk blive anvendt til at fjerne observationer med manglende værdier. Desværre findes der ikke yderligere dokumentation, som kan uddybe, hvordan metoden mere præcist fungerer i lavaan.

’Full Information Maximum Likelihood’ (FIML): FIML antager, at data er MAR eller MCAR. Metoden anvender alle tilgængelige data i datasættet til estimeringen af de manglende værdier (Rosseel et al. 2014). Kort fortalt er trinnene i FIML-estimeringen som følger: 1) Modellen fittes til det originale, ufuldstændige datasæt vha. FIML. 2) Fra outputtet i trin 1 tager man den model-implicitte kovariansmatrice og gennemsnitsvektoren. 3) Man kører den samme model som i trin 1 og anvender FIML-estimererne af de model-implicerede gennemsnit og kovariansmatricer fra trin 2 som input til komplet-data ML-rutine. 4) Man beregner de FIML-baserede estimater for hver parameter af interesse (Savalei & Rhemtulla 2012).

’Multiple Imputation’ (MI): MI antager, at data er enten MAR eller MCAR (Allison 2012). Ved MI anvendes eksisterende værdier fra andre variabler til at forudsige de manglende værdier for en variabel. MI implementeres i tre skridt: 1) I datasættet erstattes de manglende værdier med værdier f.eks. forudsagt fra regressionslinjer. Regressionslinjerne gør, at man kan forudsige værdier baseret på andre variabler i datasættet. Når alle de manglende værdier er erstattet, er resultatet et fuldstændigt (”imputeret”) datasæt. Denne proces udføres gentagne gange, så man får flere imputerede datasæt. Imputeringen foretages flere gange for at tage højde for den usikkerhed, der er, når man estimerer manglende data. 2) Den valgte statistiske analyse foretages på hvert enkelt af de imputerede datasæt. 3) Resultaterne af disse analyser kombineres ud fra Rubin's (1987) regel for at producere ét sæt af resultater. Det er blevet vist, at MI er robust overfor afvigelser fra antagelsen om normalitet. Desuden tilvejebringer MI tilstrækkelige resultater selv ved en lille prøvestørrelse, eller hvis der er høje forekomster af manglende data (Wayman 2003).

2.4 Statistisk analyse

Til de statistiske analyser af de strukturelle ligningsmodeller benyttes programmet lavaan. Navnet lavaan er et akronym for *latent variable analysis*, og pakken er udviklet til struktural ligningsmodellering (Rosseel 2012) til anvendelse i programmet R (R Core Team 2014).

2.4.1 Indledende hypoteser

Den indledende model blev specificeret i lavaan ud fra modellen i figur 2.1a. Den blev også analyseret i lavaan med de transformerede variabler (appendix II C1). Standardmetoden til at tage højde for manglende data, ’listwise deletion’, blev anvendt. Den benyttede metode til estimeringen af parametre var ’maximum likelihood’.

Når man skal evaluere en strukturel ligningsmodel, kigger man på, om der er vigtige afvigelser mellem model og data (Grace 2006). Til evaluering af modellens fit blev 'root mean square error of approximation' (RMSEA) anvendt. RMSEA udtrykker modellens fit per degree of freedom, hvor modellens fit er acceptabelt, hvis RMSEA-værdien er mindre end 0,08, mens modellens fit er godt ved værdier under 0,05 (Browne & Cudeck 1989).

De standardiserede, fremfor de ustandardiserede, regressionskoefficienter for forbindelserne mellem variablerne blev valgt som output. Ustandardiserede regressionskoefficienter er nemlig ikke sammenlignelige, fordi variablerne er af forskellige skala (Grace 2006).

Hvis varianserne for de forskellige variabler, som indgår i analysen, ikke er af samme størrelsesorden, vil lavaan advare om dette. Da det skete, blev funktionen 'varTable' brugt til at vise varianserne for de forskellige variabler for at teste, om nogle af variablerne skulle re-skaleres (appendix II C2). Variablerne *Ndep*, *vegetations.højde* og *dist* havde for store varianser i forhold til de andre variabler, og *pH* og *høslæt* havde for små. Disse variabler blev derfor re-skaleret (tabel 2.3).

Tabel 2.3. Re-skalering af variabler fra 4010-data. /10 – værdierne blev divideret med 10, *10 – værdierne blev multipliceret med 10.

Variabel	Re-skalering
Ndep	/10
pH	*10
vegetations.højde	/10
høslæt	*10
dist	/10

De transformerede og/eller de re-skalerede variabler blev sammen med de variabler, for hvilke transformation og re-skalering ikke var nødvendigt, overført til en ny dataframe (appendix II C3). Dette blev gjort, fordi estimeringsmetoder som FIML og MI anvender data fra andre variabler til at estimere de manglende værdier, så for at nogle af variablerne ikke blev anvendt flere gange (transformerede og utransformerede, re-skalerede og de ikke-re-skalerede), blev kun de variabler, der indgår i analysen, flyttet til en ny dataframe (appendix I).

Modellen blev derefter kørt med variablerne i den nye dataframe (appendix II C4).

Den indledende model blev analyseret med de forskellige metoder til at tage højde for manglende data: 'robust maximum likelihood-estimering', 'full information maximum likelihood' og 'multiple imputation' (appendix II C5). Til MI blev funktionen 'runMI' fra R-pakken 'semTools' valgt (Pornprasertmanit et al. 2013) til at analysere den strukturelle ligningsmodel. runMI anvender datasæt imputeret fra R-pakken 'mice' (eller fra andre kilder) (Buuren & Groothuis-Oudshoorn 2011) og kombinerer resultaterne ved at bruge Rubins regel (Pornprasertmanit et al. 2013).

Modellen med konkurrence som latent variabel (figur 2.1b) blev yderligere specificeret og analyseret i lavaan (appendix II C6). Her blev varTable også anvendt for at undersøge, om variablen *fchmax* skulle re-skaleres (appendix II C6), hvilket dog ikke var tilfældet. Ingen af metoderne MLR, FIML eller MI til håndtering af manglende variabler kunne benyttes i forbindelse med denne model, så modellen blev kun analyseret med 'listwise deletion'.

2.4.2 Alternative hypoteser

De forskellige hypoteser (figur 2.2) blev testet ved at modificere den indledende model (figur 2.1a) ved på skift at tilføje den enkelte variabel og /eller forbindelse til den indledende model. Hver hypotese blev testet på modeller, hvor metoderne til håndtering af manglende værdier er henholdsvis 'listwise deletion' og 'full information maximum likelihood'. 'Robust maximum likelihood' og 'multiple imputation' blev begge valgt fra, da lavaan havde problemer med at sammenligne modeller, hvor disse metoder blev anvendt. De forskellige hypoteser blev yderligere testet enkeltvis på modellen med konkurrence som latent variabel (figur 2.1b).

Den enkelte model, der blev modificeret ved at få tilføjet en variabel (figur 2.2a, b, c, d), blev vejlet op mod den oprindelige model ved at anvende 'Akaike's Information Criterion' (AIC) til at vurdere, om den modificerede model fitter data bedre eller værre end den oprindelige. Modellen med den laveste AIC-værdi er den "bedste" af dem (Schreiber et al. 2006), dvs. den, der fitter data bedst. De modificerede modeller, hvor antallet af variabler er det samme mellem den modificerede og den originale model, men antallet af forbindelser er forskellige (hierarkisk nested model) (figur 2.2e, f, g), blev vurderet ud fra en χ^2 -test (Mccoach 2003), hvor - hvis forskellen er signifikant - den model med flest forbindelser er den "bedste". Hvis forskellen ikke er signifikant, er modellen med færrest forbindelser lige så god, og den vælges derfor som den "bedste" ud fra et parsimonisk princip (appendix II C7.a-g) (Schreiber et al. 2006).

2.4.3 Sammenligning med klithede

Den indledende model (figur 2.1a) blev i lavaan analyseret med data fra klitheder. Funktionen varTable blev anvendt til at undersøge, om nogle af variablerne skulle re-skaleres, hvilket var gældende for variablerne *vegetations.højde* og *morlag* (tabel 2.4), da alle disse havde for høje varianser relativt til varianserne for de andre variabler. Herefter indgik de re-skalerede variabler sammen med de øvrige transformerende og ikke-transformerede variabler (appendix I), og modellen blev analyseret igen, hvor de forskellige metoder til håndtering af manglende data, MLR, FIML og MI, også blev anvendt (appendix II C8). Modellen med konkurrence som latent variabel (figur 2.1b) kunne lavaan ikke analysere med data fra 2140.

Tabel 2.4. Re-skalering af variabler for 2140. /10 – værdierne blev divideret med 10.

Variabel	Re-skalering
vegetations.højde	/10
morlag	/10

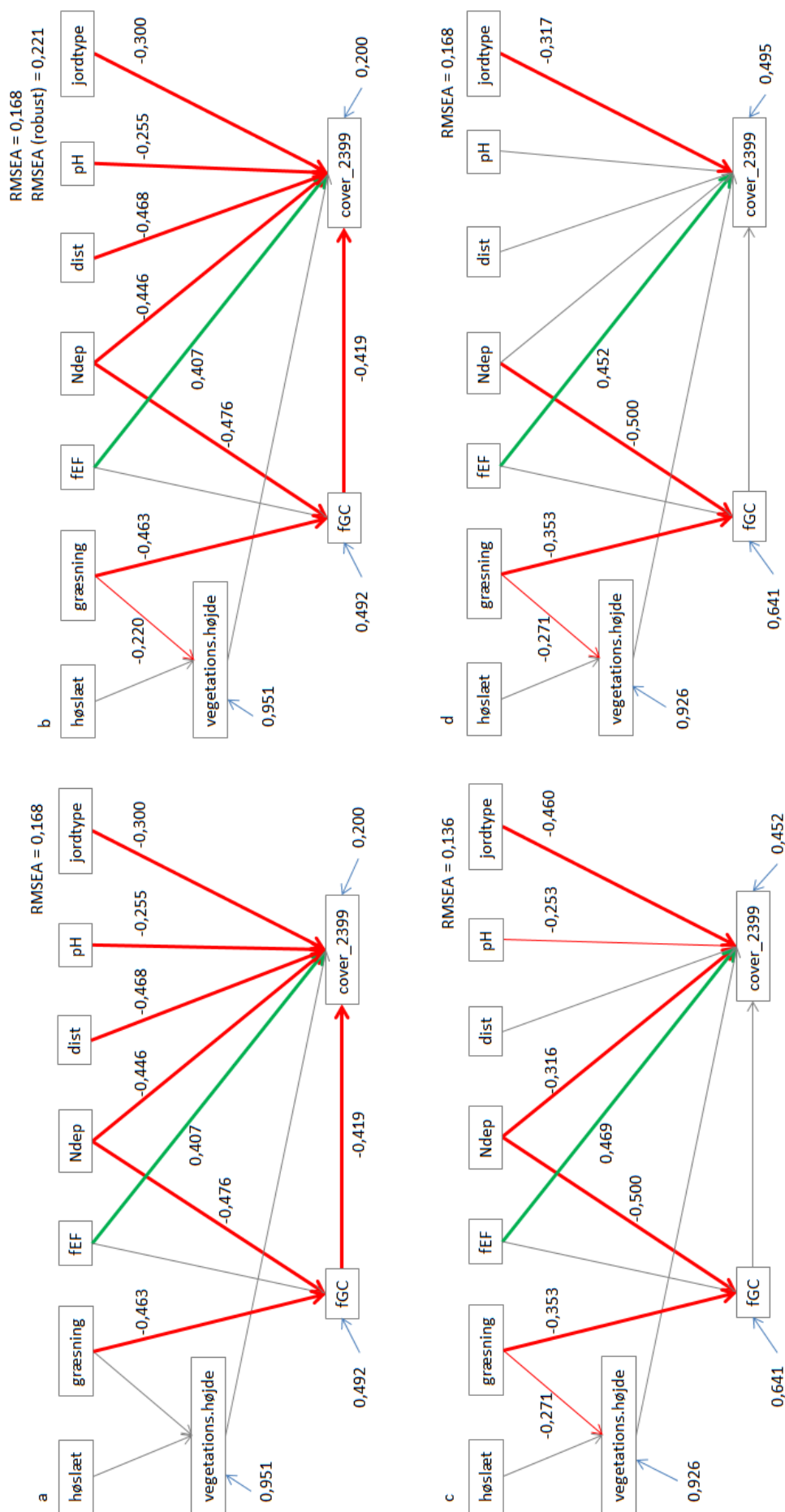
3 Resultater

3.1 Indledende hypoteser

Resultaterne af analyserne af den strukturelle ligningsmodel over de 45 stationer på våd hede med forskellige metoder til at tage højde for manglende værdier – 'listwise deletion', 'robust maximum likelihood', 'full information maximum likelihood' og 'multiple imputation' - kan ses i figur 3.1 og 3.2. Se desuden appendix III for output fra lavaan.

Analysen af modellen, hvor 'listwise deletion' blev anvendt til at håndtere manglende værdier, medtog 18 af de 45 observationer. Modellen i figur 3.1a (appendix III C4) viser, at variablerne *Ndep*, *dist*, *pH* og *jordtype* havde en signifikant, negativ effekt på dækningen af klokkelæng, *cover_2399*. I modsætning hertil havde *fEF* en signifikant, positiv effekt på klokkelængs dækningsgrad. *Græsning* og *Ndep* havde en signifikant, negativ effekt på *fGC*, og *fGC* havde en signifikant, negativ effekt på *cover_2399*. Effekten af *høslæt* og *græsning* på *vegetations.højde* var ikke signifikant, og *vegetations.højde* havde heller ikke en effekt på *cover_2399*. *fEF* havde ingen effekt på *fGC*. Den indirekte effekt af *græsning* på *cover_2399* var 0,194 (beregnet ud fra de standardiserede regressionskoefficienter mellem henholdsvis *græsning* og *fGC*, og *fGC* og *cover_2399*: $-0,463 \cdot (-0,419)$ – se figur 3.1). Den indirekte effekt af *Ndep* på *cover_2399* var 0,199 ($-0,476 \cdot (-0,419)$), mens den totale effekt af *Ndep* på *cover_2399* er $-0,247$ ($-0,476 \cdot (-0,419) + (-0,446)$). Den variabel, der havde den største effekt på *cover_2399* i figur 3.1a, var således *dist*. Her var den standardiserede regressionskoefficient $-0,468$, hvilket vil sige, at hvis *dist* øges med 1 standardenhed, mens de andre variabler holdes konstant, vil dækningsgraden af klokkelæng falde med 0,468 standardenheder. *Ndep* var således den variabel med sin direkte effekt, der havde den næststørste effekt på *cover_2399*, efterfulgt af (set bort fra fortegnet) *fGC*, *fEF*, *jordtype*, *pH*, den totale effekt af *Ndep*, den indirekte effekt af *Ndep* og endeligt den indirekte effekt af *græsning*. Kun 20 % af variansen for *cover_2399* blev ikke forklaret af variablerne i modellen, mens det for *fGC*'s vedkommende var 49,2 %. Hele 95,1 % af variansen for *vegetations.højde* blev forklaret af andre faktorer end *høslæt* og *græsning*. Værdien for modellens fit (RMSEA = 0,168) lå ikke under de 0,08 for et acceptabelt fit (figur 3.1a).

For den strukturelle ligningsmodel i figur 3.1b (appendix III C5), hvor 'robust maximum likelihood' blev anvendt til estimeringen, var resultaterne stort set de samme som for modellen i figur 3.1a. Her indgik også kun 24 af de 45 observationer. I modsætning hertil havde *græsning* dog en svag signifikant, negativ effekt på *vegetations.højde*. Den robuste RMSEA = 0,221.



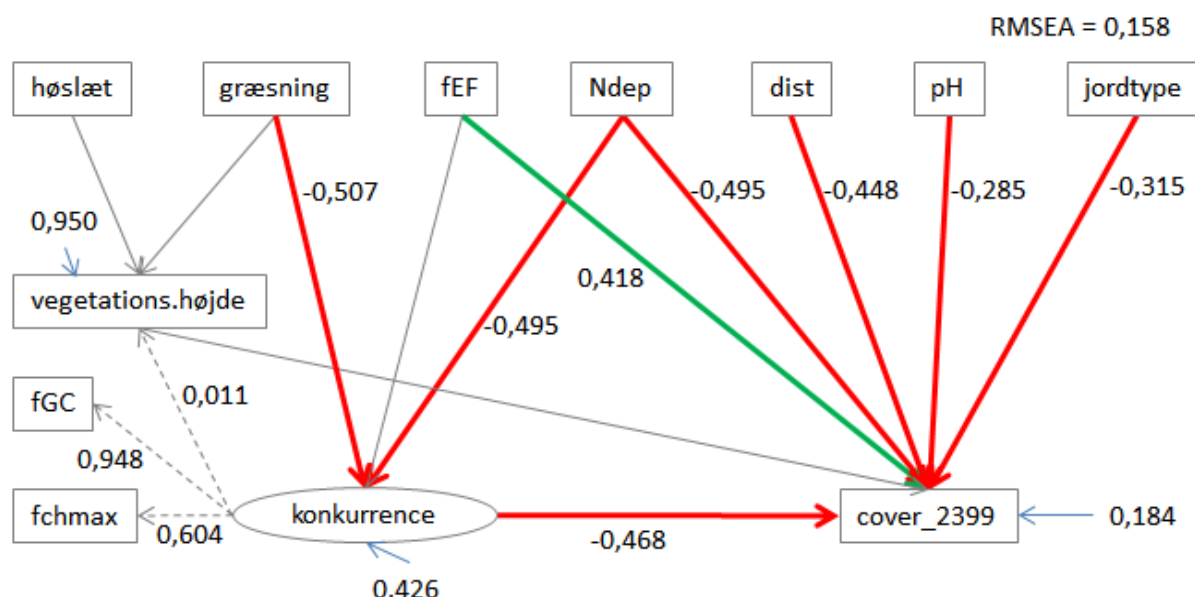
Figur 3.1. 'Sirkturelle ligningsmodeller' over de forskellige variabelers kausale effekt på dækningsgraden af klokkeling på våd hede, hvor metoden til at tage højde for manglende data er henholdsvis a) 'listwise deletion', b) 'robust maximum likelihood-estimering', c) 'full information maximum likelihood' og d) 'multiple imputation'. Pilenes farver indikerer, om effekten er positiv (grøn) eller negativ (rød). En tyk pil indikerer, at effekten var signifikant ($P < 0,05$). En tynd, farvet pil angiver en svag signifikant effekt ($0,05 < P < 0,1$), mens en tynd, grå pil indikerer, at effekten ikke var signifikant. De standardiserede regressionskoefficienter er angivet ved siden af pilene, og variansen forklaret af ikke-observerede faktorer for henholdsvis vegetations.højde, fGC og cover_2399 er angivet med pile. Modellens fit er angivet i form af RMSEA.

I den strukturelle ligningsmodel vist i figur 3.1c (appendix III C5), hvor 'full information maximum likelihood' blev anvendt til estimering af manglende værdier, indgik alle 45 observationer. Det var kun *fEF*, *Ndep* og *jordtype*, der havde en signifikant effekt på *cover_2399*, mens *pH* havde en svag signifikant, negativ effekt. *Græsning* og *Ndep* havde begge en signifikant, negativ effekt på *fGC*, men der var ingen signifikant effekt af *fGC* på *cover_2399*. Det var derfor *fEF*, der havde den største effekt på *cover_2399*, efterfulgt af *jordtype*, *Ndep* og *pH*. *Ndep* havde en større effekt på *fGC* end *græsning* havde. Også her havde *græsning* en svag signifikant, negativ effekt på *vegetations.højde*. 45,2 % af variansen for *cover_2399* blev forklaret af andre faktorer, for *fGC* var det 64,1 %, og for *vegetations.højde* blev 92,6 % forklaret af andre faktorer. Modellens RMSEA = 0,136.

I analysen, hvor 'multiple imputation' blev anvendt til estimering af manglende værdier (figur 3.1d, appendix III C5), indgik alle 45 observationer. Her var det kun *fEF* og *jordtype*, der havde en signifikant effekt på *cover_2399*, hvor den for *fEF* var positiv og for *jordtype* negativ. Effekten af *fEF* på *cover_2399* var større end den for *jordtype*. *Ndep* og *græsning* havde begge en signifikant, negativ effekt på *fGC*, og effekten af *Ndep* var størst. 49,5 % af variansen i *cover_2399* blev forklaret af andre faktorer, mens andelen var 64,5 % for *fGC* og 92,6 % for *vegetations.højde*. Modellens RMSEA = 0,168, hvilket er over niveauet for et acceptabelt fit.

I analysen af modellen, hvor konkurrence indgik som en latent variabel, og hvor metoden til håndtering af manglende værdier var 'listwise deletion', indgik kun 24 af de 45 observationer (appendix III C6). Af modellen i figur 3.2 ses det, at *fEF* havde en signifikant, positiv effekt på klokkelænges dækningsgrad. *Ndep*, *dist*, *pH*, *jordtype* og *konkurrence* havde alle en signifikant, negativ effekt på *cover_2399*. *Græsning* og *Ndep* havde en signifikant, negativ effekt på *konkurrence*. *Høslæt* og *græsning* havde ingen effekt på *vegetations.højde*, og *vegetations.højde* havde ingen effekt på *cover_2399*. *fEF* havde ingen effekt på *konkurrence*. *Græsning* havde en indirekte effekt på *cover_2399* på $0,237 (-0,507 \cdot (-0,468))$. *Ndep* havde en indirekte effekt på *cover_2399* på $0,232 (-0,495 \cdot (-0,468))$ og en total effekt på $-0,263 (0,232 + (-0,495))$. Således var den direkte effekt af *Ndep* på *cover_2399* den største, og effekten af *konkurrence* den næststørste. Herefter kommer effekten af *dist*, *fEF*, *jordtype*, *pH*, den totale effekt af *Ndep*, den indirekte effekt af *græsning* og til slut den indirekte effekt af *Ndep*. *fGC* var den effekt-indikator, der havde den største effekt på *konkurrence*, *fchmax* havde den næststørste effekt, og *vegetations.højde* havde den laveste. For *cover_2399* blev 18,4 % af variansen forklaret af andre faktorer, for *konkurrence* var det 42,6 %, og for *vegetations.højde* blev 95 % af variansen forklaret af andre faktorer. Værdien for modellens fit (RMSEA = 0,158) var ikke under grænsen for et acceptabelt fit.

Hvis en model ikke fitter data tilstrækkeligt godt, vælger mange at respecifcere modellen, f.eks. ved at fjerne ikke-signifikante forbindelser fra modellen eller tilføje andre forbindelser mellem variabler (McCoach 2003). Her blev det dog valgt at bibeholde forbindelserne, som de er her, da der menes at være teoretisk grundlag for dem. Desuden er der ikke nogen garanti for, at modificeringer af en model giver en mere "korrekt" model. Hvis den indledende model er ukorrekt, er det usandsynligt, at en respecificering resulterer i en mere korrekt model (McCoach et al. 2007; Kelloway 2014).



Figur 3.2. Strukturel ligningsmodel over forskellige variablers kausale effekt på dækningsgraden af klokkeløg på våd hede, hvor konkurrence indgår som latent variabel med effekt-indikatorerne vegetations.højde, fGC og fchmax (angivet med stiplede pile). Tallene ved siden af de stiplede pile er de standardiserede regressionskoefficienter. Metoden til håndtering af manglende værdier er 'listwise deletion'. For yderligere forklaringer se figurteksten til figur 3.1.

3.2 Alternative hypoteser

Resultaterne af de modificerede modeller, som havde til hensigt at teste de yderligere hypoteser, kan ses i tabel 3.1 (appendix III C7.a-g).

For hypotese a, "morlag har en positiv effekt på *fEF*", havde den modificerede model en lavere AIC-værdi end den originale, både hvor modellen blev testet med 'listwise deletion' (LD), og hvor konkurrence indgik som latent variabel, så den modificerede model fittede data bedre end den originale. Hvor FIML blev anvendt, var AIC-værdien højere for den modificerede model, og den originale model fittede dermed data bedst. Selve forbindelsen mellem *morlag* og *fEF* var ikke signifikant (appendix III C7.a).

For hypotese b, "slope har en negativ effekt på *fEF*", havde den modificerede model en højere AIC-værdi end den originale ved både LD, FIML og latent, så den modificerede model fittede ikke data bedre end den originale. Selve forbindelsen mellem *slope* og *fEF* var ikke signifikant (appendix III C7.b).

For hypotese c, "slope har en negativ effekt på *cover_2399*", havde alle de modificerede modeller en højere AIC-værdi end de originale modeller, og de modificerede modeller fittede derfor ikke data bedre end de originale. Hvor FIML blev anvendt, var forbindelsen mellem *slope* og *cover_2399* dog svagt signifikant, og effekten var positiv (appendix III C7.c).

Også hypotese d, "vedplanter har en negativ effekt på *cover_2399*", blev afkræftet, idet AIC-værdien for alle de modificerede modeller var højere end for de originale.

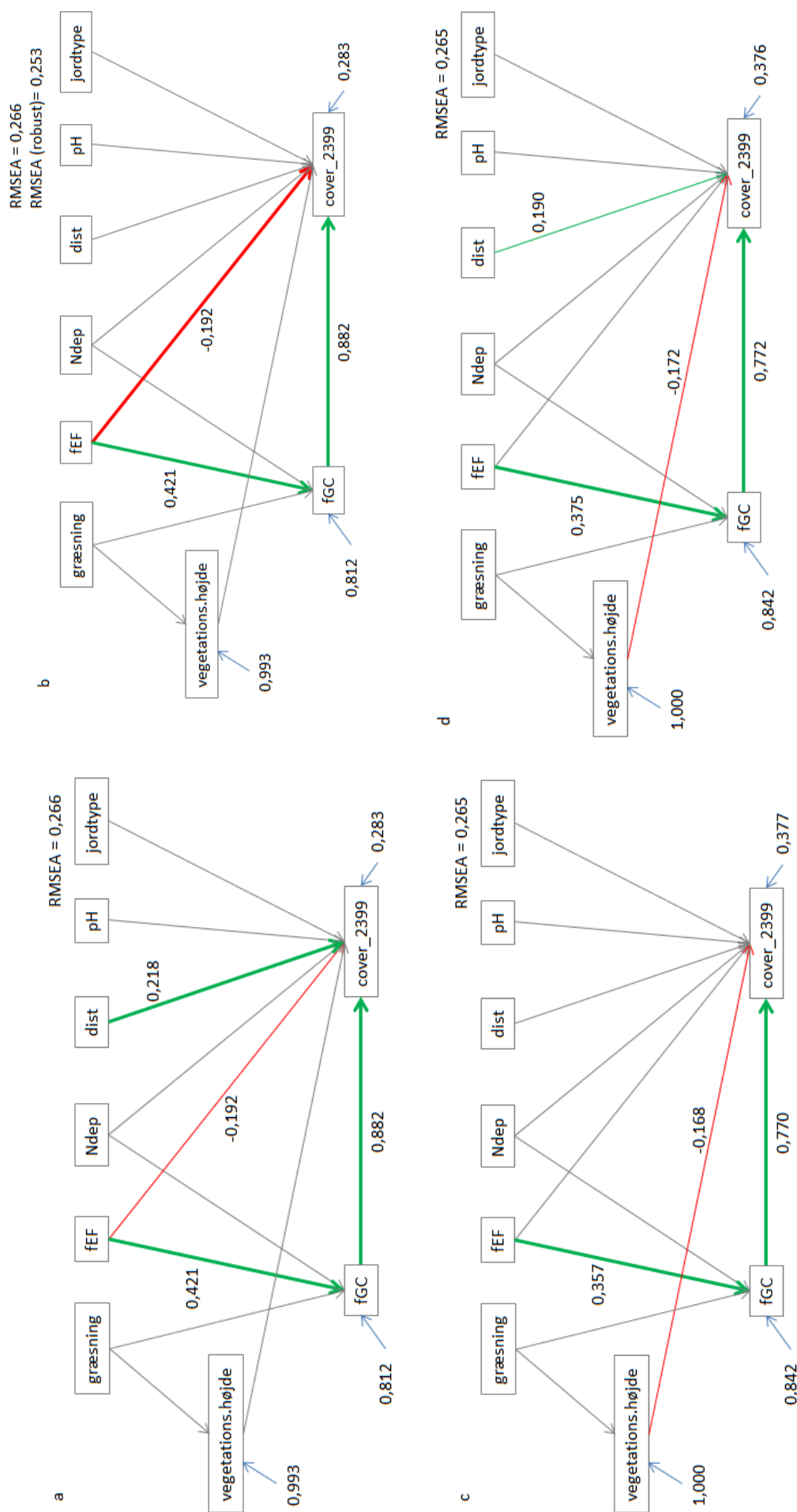
Både hypotese e, at "græsning har en positiv effekt på *cover_2399*", og f, "pH har en positiv effekt på *fGC* og den latente variabel *konkurrence*", blev afkræftet, idet der ikke var nogen signifikant forskel mellem χ^2 -værdierne for de

originale og de modificerede modeller. Ud fra et parsimonisk princip var de originale modeller derfor bedre end de modificerede (appendix III C7.f).

For hypotese g, ”*dist* har en positiv effekt på *fGC* og den latente variabel *konkurrence*”, var der en signifikant forskel mellem χ^2 -værdierne for de originale og de modificerede modeller ved LD og konkurrence latent, og for disse var forbindelsen mellem *dist* og *fGC/konkurrence* også signifikant. Hypotese g kunne derfor ikke afvises her. Effekten af *dist* på *cover_2399* var desuden signifikant og negativ (appendix III C7.g). Ved FIML var der ingen forskel på χ^2 -værdierne, og hypotesen blev derfor afvist her.

Tabel 3.1. Resultaterne af anova-testen af de modificerede modeller, hvor hypoteserne a-g blev testet. De modificerede modeller testes under forskellige metoder til håndtering af manglende data: LD - listwise deletion, FIML - full information maximum likelihood. Desuden testes hypoteserne også på modellen, hvor konkurrence indgår som latent variabel (konkurrence latent). For de modificerede modeller a-b opvejes deres AIC-værdier med dem for de originale modeller, og for de modificerede modeller e-g opvejes deres χ^2 -værdi med dem for de originale modeller. Signifikanskoden * $0,01 < P < 0,05$ angiver for χ^2 -testen, om den modificerede model var signifikant bedre end den originale. + angiver, at den tilføjede forbindelse var stærkt signifikant ($0,01 < P < 0,05$), hvor + angiver en positiv effekt, mens (+) angiver at den tilføjede forbindelse var svag signifikant ($0,05 < P < 0,1$) og positiv.

Hypotese	LD	FIML	Konkurrence latent
AIC			
Original	259,90	452,47	296,76
a. morlag → fEF	199,63	533,22	230,06
b. slope → fEF	294,95	507,77	331,80
c. slope → cover_2399	286,48	492,91 (+)	323,27
d. vedplanter → cover_2399	317,79	564,75	354,15
χ^2			
Original	20,107	22,005	30,378
e. græsning → cover_2399	19,155	21,882	29,756
f. pH → fGC / konkurrence	20,068	21,026	30,221
g. dist → fGC/konkurrence	14,753* +	19,334	25,290* +



Figur 3.3. 'Strukturelle ligningsmodeller' over de forskellige variables kausale effekt på dækningsgraden af klokkeling på klithede, hvor metoden til at tage højde for manglende data er henholdsvis a) 'listwise deletion', b) 'full information maximum likelihood', c) 'multiple imputation'. For yderligere forklaringer se figurteksten til figur 3.1.

3.3 Sammenligning med klithede

Resultaterne af analysen af den strukturelle ligningsmodel over 69 stationer fra klithede, med de forskellige metoder til at tage højde for manglende værdier – 'listwise deletion', 'robust maximum likelihood', 'full information maximum likelihood' og 'multiple imputation' - kan ses i figur 3.3 (appendix III C8).

I analysen, hvor LD blev anvendt, indgik 48 af de 69 stationer. Variablerne *dist* og *fGC* havde begge en signifikant positiv effekt på *cover_2399*, mens *fEF* havde en svag signifikant, negativ effekt på *cover_2399*. *fEF* havde en signifikant, positiv effekt på *fGC* (figur 3.3a). Den indirekte effekt af *fEF* på *cover_2399* var 0,371 ($0,421 \cdot 0,882$), mens den totale effekt var 0,179 ($0,371 - 0,192$). Dermed havde *fGC* den største effekt på *cover_2399*, den indirekte effekt af *fEF* var den næststørste efterfulgt af *dist* og den totale effekt af *fEF*, og til slut var den direkte effekt af *fEF* på *cover_2399* den mindste. For *cover_2399* blev 28,3 % af variansen forklaret af andre faktorer, for *fGC* var det 81,2 %, mens det for *vegetations.højde* var 99,3 % af variansen, der blev forklaret af andre faktorer. RMSEA-værdien var på 0,266, og modellens fit er derfor ifølge kriteriet på 0,08 ikke acceptabel.

I analysen, hvor MLR estimering blev anvendt (figur 3.3b), indgik alle 60 stationer. Resultaterne er stort set de samme som for figur 3.3a, bortset fra at i MLR-modellen er effekten fra *dist* ikke signifikant, og den direkte effekt fra *fEF* på *cover_2399* er stærkt signifikant. Den robuste RMSEA = 0,253, og modellens fit kan ikke anses som værende acceptabelt.

Resultaterne fra analysen, hvor FIML blev anvendt til estimeringen af manglende værdier ses i figur 3.3c. Alle 69 observationer indgik. Her havde *fGC* en signifikant, positiv effekt på *cover_2399*, mens *vegetations.højde* havde en svagt signifikant, negativ effekt. *fEF* havde en signifikant, positiv effekt på *fGC*. Den indirekte effekt af *fEF* på *cover_2399* var 0,275 ($0,357 \cdot 0,770$). Dermed var effekten af *fGC* på *cover_2399* den største, den indirekte effekt af *fEF* den næststørste, og effekten af *vegetations.højde* den mindste. 33,7 % af variansen for *cover_2399* blev forklaret af andre faktorer, mens det for *fGC* var 84,2 %. For *vegetations.højde* blev al variansen forklaret af andre faktorer. RMSEA-værdien var 0,265, og modellens fit er derfor ifølge kriteriet på 0,08 ikke acceptabelt.

Resultaterne fra analysen, hvor MI blev anvendt til estimering af manglende værdier, viste stort set det samme som resultaterne fra analysen, hvor FIML blev anvendt. Hvor MI blev anvendt, var der dog en svag signifikant, positiv effekt af *dist* på *cover_2399*. *fGC* havde den største effekt på *cover_2399*, den indirekte effekt af *fEF*, som var af størrelsen 0,290 ($0,375 \cdot 0,772$) havde den næststørste effekt. Herefter fulgte *dist* og *vegetations.højde*. For *cover_2399* blev 37,6 % af variansen forklaret af andre faktorer end dem inkluderet i modellen, for *fGC* var den andel på 84,2 %, mens det for *vegetations.højde* var 100 %. RMSEA = 0,265, og værdien var dermed ikke under det acceptable niveau på 0,08, som indikerer en model med et acceptabelt fit.

4 Diskussion

4.1 Resultaternes robusthed

Det var udelukkende de modelkørsler hvor 'listwise deletion' (LD) blev anvendt til håndtering af manglende værdier, som gav nogenlunde ensartede resultater for de våde heder (figur 3.1a, b), mens anvendelse af 'full information likelihood' (FIML) og 'multiple imputation' (MI) betød færre signifikante forbindelser (figur 3.1c, d). Resultaterne fra disse modelkørsler stemte dog heller ikke overens, på trods af de begge inkluderede alle 45 observationer. Metoderne til at rekonstruere manglende data er derfor ikke helt robuste. Modellen baseret på FIML havde dog et bedre fit ($RMSEA = 0,136$) end de andre modeller (figur 3.1a, b, d). Studier, der har sammenlignet bl.a. metoderne 'listwise deletion' og 'maximum likelihood' til håndtering af manglende værdier, viser, at når data er 'missing completely at random' (MCAR), er der kun en lille forskel i estimerings-bias for LD og FIML (Carter 2006). I dette tilfælde er der dog en skævhed i modellens forudsigelser, og eftersom data er MCAR, må det formodes, at de 24 observationer, der indgår ved LD, ikke er helt repræsentable for alle 45 stationer. En årsag kan også være, at der mangler for mange observationer til, at FIML og MI kan tilvejebringe tilfredsstillende estimater af disse manglende data.

Heller ikke modellen baseret på klithede-data gav ensartede resultater alt efter datarekonstruktionsmetode. Resultaterne hvor 'listwise deletion' blev anvendt (figur 3.3 a, b) stak tydeligt ud fra resultaterne, hvor manglende observationer blev beregnet ved FIML og MI, der stemte bedre overens indbyrdes (figur 3.3c, d).

På denne baggrund antager vi at effekterne, som modellerne hyppigst forudsiger som værende signifikante på henholdsvis våd hede (figur 3.1, 3.2, tabel 3.1) og klithede (figur 3.3), også er de mest robuste.

4.2 Påvirkninger af klokkelæng på våd hede

Resultaterne af modelkørslerne på våd hede viser, at de variabler, der mest entydigt er bestemmende for dækningsgraden af klokkelæng, er *jordtype*, som har en negativ effekt på *cover_2399*, klokkelængs dækningsgrad, og *fEF*, som har en positiv effekt på dækningsgraden. Disse resultater betragter vi som de mest robuste, idet resultaterne fra alle modelkørslerne baseret på de indledende hypoteser afslører dette (figur 3.1, 3.2). I næsten alle tilfælde har *Ndep* også en direkte, negativ effekt (figur 3.1a-c, 3.2), men hvor konkurrence (i form af *fGC* og den latente variabel *konkurrence*) har en effekt på klokkelængs dækningsgrad (figur 3.1a, b; 3.2), har *Ndep* en netto positiv effekt på klokkelæng, gennem en indirekte, negativ påvirkning af konkurrence (figur 3.1, 3.2). Modellernes forudsigelser viser også, at *græsning* har en negativ effekt på konkurrence (figur 3.1, 3.2), hvilket betyder, at i de tilfælde hvor konkurrence har en effekt på klokkelæng, får *græsning* en tilsvarende indirekte, positiv effekt (figur 3.1a, b, 3.2). Både *pH* og *dist* har negativ indflydelse på dækningen af klokkelæng. Dette blev dog kun afsløret, hvor 'listwise deletion' blev anvendt til håndtering af manglende data i analyserne (figur 3.1a, b; 3.2). Her havde *dist* også en negativ effekt på konkurrence (tabel 3.1). $RMSEA$ -værdierne indikerede dog, at ingen af modellernes forudsigelser gav et godt eller endda acceptabelt fit.

4.2.1 Jordbund og fugtighed

Klokkelyng ser ud til at have sin største dækning på de mere sandede jorde med lave JB-numre (figur 3.1, 3.2), mens dækningsgraden falder, jo mere le-rede og humusrige jordene bliver. Da man typisk finder de våde heder på sandede jorde (Bruus et al. 2010; Strandberg et al. 2011), stemmer resultatet godt overens med det forventede.

At fEF , som repræsenterer faktoren fugtighed, har en positiv effekt på dækningsgraden af klokkelyng svarer til, hvad der blev observeret af Bannister (1964) og vores forventning, nemlig at klokkelyng klarer sig bedre under fugtigere forhold. Det giver derfor også mening, at tiltag, som fremmer dræning, udgør en trussel mod våde heder (Ejrnæs et al. 2009). Dog viste modellernes forudsigelser, at fEF ikke havde nogen effekt på hverken fGC (figur 3.1) eller *konkurrence* (figur 3.2). I dette tilfælde må det derfor skønnes, at hvis klokkelyngs dækningsgrad er lav under mindre fugtige forhold, så er det ikke fordi, at klokkelyng bliver udkonkurreret af mere konkurrencedygtige arter, men fordi klokkelyng ikke trives nær så godt under disse forhold.

Slope havde ingen indflydelse på fEF (tabel 3.1). De fleste af de observerede hældninger lå mellem 0,5 og 3,5 % (appendix I). Fordi værdierne for terrænhældning var så lave, har hældningen på selve områderne karakteriseret som våd hede måske ikke den store indflydelse, idet våde heder ofte ligger i fladbundede lavninger (Bruus et al. 2010). Man kunne dog forestille sig, at hvis man så på hældningerne på områder karakteriseret som våde heder i forhold til hældningerne i det omkringliggende terræn, at hældning har en effekt på fugtigheden. At *slope* ingen effekt havde på dækningen af klokkelyng (tabel 3.1), kan skyldes påvirkningen fra de andre variabler inkluderet i analysen. Strandberg et al. (2011) fandt, at terrænhældning stort set ikke forklarede noget af variansen i den gennemsnitlige dækning af klokkelyng, når kvælstofdeponering blev taget i betragtning. Heller ikke *morlag* havde en effekt på fEF (tabel 3.1), så selvom *morlag* skulle fungere som et vandmagasin (Strandberg et al. 2011), er det ikke sikkert, at tykkelsen af morlaget er afgørende for, hvor meget vand det kan tilbageholde. Det kan også være, at arterne, der bidrager til den givne fEF -værdi, ikke som sådan er afhængige af den mængde af vand, der findes i morlaget, eller at der er så rigelige mængder af vand til at dække planternes behov, at morlagets vandbeholdning først får en betydning, når der sker en udtørring af jordbunden. Tilføjes af *morlag* til den indledende model forbedrede forudsigelsen noget (tabel 3.1). Selvom forbindelsen ikke var signifikant, var effekten dog positiv (appendix III C7.a). Tykkelsen af morlaget må derfor have en positiv indvirkning på klokkelyng. I dette studie lå morlagets tykkelse mellem 0 og 11,5 cm (appendix I 4010 – gennemsnitsværdier for stationerne) med et gennemsnit på 3,47 cm hvilket falder uden for det optimale interval på 5-15 cm (Fredshavn et al. 2011). Den nærmere indflydelse af morlagets tykkelse på såvel spiring, hydrologi, konkurrence ligger uden for denne rapports emnemæssige afgrænsning.

4.2.2 Kvælstofdeponering

Den negative effekt af *Ndep* på dækningen af klokkelyng tyder på, at kvælstof i alt for store mængder risikerer at hæmme væksten af klokkelyng, også ved fravær af konkurrerende arter, hvilket bekræftes af et studie foretaget af Sheikh (1969). Imod forventning havde *Ndep* dog en negativ effekt på de konkurrerende arter. Øget kvælstofdeponering må derfor antages også at være skadelig for disse. Selvom resultatet var uventet i forhold til de generelle anta-

gelser om, at øget kvælstofdeponering gør forholdene bedre for andre arter, især græsarten blåtop, så de bedre kan udkonkurrere klokkeløg (Sheikh 1969; Berendse & Aerts 1984; Ejrnæs et al. 2009; Bruus et al. 2010; Fredshavn et al. 2011). En forklaring kunne også være, at jordbundens pH mange steder er blevet så lav, at det påvirker alle karplanter negativt. En årsag til den negative effekt af *Ndep* på de konkurrerende arter kan være, at kvælstofdeponeringen simpelthen er et dårligt mål for plantetilgængeligt kvælstof. Hvor stor den plantetilgængelige mængde af et givent næringsstof reelt er, bestemmes af et kompliceret samspil mellem jordbunds faktorer og biologiske processer (Damgaard et al. 2008). Det er derfor ikke sikkert, at den aktuelle kvælstofdeponering afspejler mængden af tilgængeligt kvælstof i jorden. Dette gælder i høj grad hos naturtyper som moser og hedetyper hvor der er akkumuleret store mængder kulstof i form af tørv eller morlag. Tålegrænsen for kvælstofdeponering på de våde heder er i dag sat til 10-25 kg N/ha/år (Søgaard et al. 2003). Dog mener Strandberg et al. (2011), at der er belæg for at nedsætte tålegrænsen til 10-14 kg N/ha/år, da resultater fra en analyse af NOVANA-data viste, at tilbagegangen af klokkeløg sker ved deponeringer på omkring 12-14 kg N/ha/år. I dette studie varierede den gennemsnitlige deponering for de enkelte stationer mellem 9,6 og 18,6, med en middelværdi på 14,7 kg N/ha/år (appendix I). Flere af stationerne udsættes derfor for en større kvælstofdeponering, end systemet kan tolerere. Nye biodiversitetsbaserede tålegrænser bekræfter disse resultater. Således beregnede Bak (2013) at tålegrænsen for våde heder er steget fra 7,3 i 1950, til 9,0 i 1992 og 9,9 kg N/ha/år i 2010. Hvis det er målet at beskytte den nuværende biodiversitet på hederne vil en tålegrænse på 9,9 kg N/ha/år derfor være tilstrækkelig. Ønsker man derimod at opnå en forbedring af biodiversiteten skal man længere ned.

4.2.3 Pleje

Græsning udøver en indirekte effekt på klokkeløgs dækningsgrad gennem konkurrence, i hvert tilfælde hvor konkurrence har en effekt (figur 3.1a, b; 3.2). I de områder, hvor man har observeret græsning, er der en lavere frekvens af konkurrencestærke planter. Dette svarer til vores forventning, idet får, der hyppigt vælges som græssere på heder, ser ud til at foretrække græs frem for klokkeløg (Berendse 1985; Grant et al. 1987). Dette kan også være årsag til, at *græsning* ikke havde nogen direkte effekt på dækningen af klokkeløg (tabel 3.1). Der var dog en svag, negativ effekt af *græsning* på *vegetations.højde* (figur 3.1b-d). Derimod havde *høslæt* ingen effekt på *vegetations.højde* (figur 3.1, 3.2). Dette modstridende resultat må indikere, at selve observationen af høslæt er usikker, eller at slåhøjden for høslættene er stor. Kun 4,9–7,4 % af variationen i *vegetations.højde* blev forklaret af kombinationen af *høslæt* og *græsning* (figur 3.1, 3.2), og disse må derfor have været for sjældne eller ekstensive til at øve indflydelse på højden af urtevegetationen. Desuden havde vi kun høslætdata for 4 og græsningdata for 10 af de 45 stationer (appendix I). NOVANA-undersøgelser af vegetationshøjde foretaget i perioden 2004-07 viste endvidere, at der mangler forstyrrelser – f.eks. i form af afgræsning – på en del af de våde heder (Ejrnæs et al. 2009). Vegetationshøjde påvirkes dog ikke kun af afgræsning, men afhænger desuden af graden af næringspåvirkning og afvanding (Ejrnæs et al. 2009; Bruus et al. 2010). Vores modeller viste ikke nogen forbindelse mellem *vegetations.højde* og dækningen af klokkeløg (figur 3.1, 3.2), og det tyder således ikke på, at det er højden af den omkringliggende vegetation, der er af betydning for dækningen af klokkeløg. Selvom højden af vegetationen i dette tilfælde ikke har haft en betydning for klokkeløg, kan det ikke udelukkes, at vegetationshøjden har en effekt. Måske har undersøgelserne ikke afsløret en effekt af højden, fordi vegetationen generelt har været lav på stationerne og ikke haft nogen betydning for klokkeløgs dækningsgrad. Heller ikke *vedplanter*

havde en effekt på dækningen af klokkelyng i nogen af vores modeller (tabel 3.1). I en undersøgelse foretaget af Ejrnæs et al. (2009) på forskellige af habitat-direktivets naturtyper havde dækningen af vedplanter (>1 m) dog en negativ effekt på antallet af indikatorarter i 5 m-cirklen. Ifølge Ejrnæs et al. (2009) er der risiko for, at de våde heder på sigt vil gro til på grund af sænkning af vandstand og et højt indhold af næringsstoffer i jorden (Ejrnæs et al. 2009).

4.2.4 Forsuring og basekationer

I de tilfælde, hvor *pH* havde en effekt på klokkelyngs dækningsgrad, var den negativ (figur 3.1a, b; 3.2). Resultatet er ikke helt robust, da effekten kun var signifikant i modellerne, hvor LD blev anvendt, og svagt signifikant, hvor FIML blev anvendt (figur 3.1c). Resultaterne tyder derfor ikke på, at der er en effekt af forsuring på dækningen af klokkelyng. Da jordene på våde heder er sure (Nygaard et al. 2009), må klokkelyng have en god konkurrenceevne ved en relativ lav pH-værdi. Dette bekræftes af et feltstudie løbende over 5 år foretaget af Roem et al. (2002), hvor klokkelyngs dækningsgrad ikke blev signifikant påvirket på trods af tilsætning til jorden af henholdsvis syre og aluminium (pH i jordvandet sænket til en værdi på 3,8, hvor pH-værdien for kontrollen var 4,6). Det samlede antal arter faldt dog signifikant, især hvor aluminium blev tilsat jorden. Den positive effekt af pH på dækningen af klokkelyng var dog imod vores forventning, idet det var antaget, at fald i pH-værdi bidrager til tilbagegang af klokkelyng (Strandberg et al. 2012). Damgaard et al. (2014) fandt ved testning af en strukturel ligningsmodel på NOVANA-data fra våde heder, at selvom pH-værdien ikke havde en signifikant effekt på dækningsgraden af klokkelyng, var tendensen dog positiv. En grund til, at resultaterne i nærværende studie ikke stemmer overens med disse resultater, kan være, at Damgaard et al. (2014) var baseret på pH-målinger for 272 plots fordelt på 56 stationer, mens vores analyser kun omfatter pH-målinger fra 24 stationer. Ydermere var vores pH-målinger udregnet som gennemsnit af plottenes pH-værdier. Resultaterne fra modelkørslerne af de alternative hypoteser viser, at *pH* ikke har nogen effekt på de konkurrerende arter (tabel 3.1). Et studie foretaget af Roem et al. (2002) viste også, at hverken tilsætning af syre eller aluminium påvirkede dækningen af henh. blåtop og hedelyng. Blåtop udviser en bimodal pH-fordeling, med størst konkurrencestyrke på meget sure jorde (pH <4,0) og på kalkrige jorde (pH >7,0) (Grime et al. 1988 i Taylor et al. 2001). Vi fandt ikke evidens for, at pH ændrer konkurrenceforholdene for nogen af de konkurrencedygtige arter, der sandsynligvis er til stede ud over blåtop og hedelyng.

Selvom resultatet ikke var helt robust, tyder det på, at basekationer har en gavnlig effekt på både klokkelyng og de konkurrerende arter, idet *dist* havde en negativ effekt på disse (figur 3.1a, b; 3.2). Dette svarer til Strandberg et al.'s (2012) observationer. Bortset fra den svage effekt af *pH* på dækningen af klokkelyng, hvor FIML blev anvendt (figur 3.1c), havde *dist* kun en effekt på klokkelyng, når *pH* også havde en effekt (figur 3.1a, b; 3.2). Det kan tyde på, at en lav pH-værdi kun er gavnlig, hvis der tilsvarende er en stigning i deponeringen af basekationer, som kan ophæve den forsurende effekt.

4.2.5 Konkurrence

Modellen, hvor konkurrence blev repræsenteret af *fGC*, og 'listwise deletion' blev anvendt (figur 3.1a, b), gav stort set de samme forudsigelser som modellen, hvor konkurrence indgik som latent variabel og blev repræsenteret af effektindikatorerne *vegetations.højde*, *fGC* og *fchmax* (figur 3.2). I førstnævnte model blev 49,2 % af variansen i *fGC* forklaret af andre faktorer, mens 42,6 %

af variansen i *konkurrence* i sidstnævnte model blev forklaret af andre faktorer. Modellen hvor konkurrence indgik som latent variabel havde også et bedre fit (RMSEA = 0,158) i forhold til modellen, hvor konkurrencen var beskrevet ved *fGC* (RMSEA = 0,168, RMSEA (robust) = 0,221). Generelt må det siges at være en forbedring af modellen at repræsentere konkurrence som en latent variabel fremfor en observeret (*fGC*). For den latente *konkurrence* havde *fGC* og *fchmax* de største effekter (på henholdsvis 0,948 og 0,604, figur 3.2), og da modelkørslerne med og uden latent variabel gav lignende resultater, må det antages, at *fGC* og *fchmax* er indbyrdes korreleret. Dette er i overensstemmelse med Grimes' (1979) fremhævelse af højde som en af egenskaberne hos konkurrencedygtige arter.

Ingen af analyseresultaterne, hvor FIML og MI blev anvendt, viste, at konkurrence havde en effekt på klokkelæng (figur 3.1c, d). Den negative effekt af konkurrence på klokkelæng forudsagt af de øvrige modeller, hvor andre metoder til rekonstruktion af manglende værdier blev anvendt, må derfor siges ikke at være et særlig robust resultat, idet dette ikke blev afspejlet af alle modellerne.

Der har været megen diskussion om vigtigheden af interspecifik konkurrence i næringsfattige miljøer, hvor debatten længe har været domineret af "Grime-Tilman"-debatten (Grime 1977; Grime 1979; Tilman 1985; Aerts 1999). Ifølge Grime (1977) er vigtigheden af konkurrence i uproduktive plantesamfund lille i forhold til den direkte indflydelse på planterne af faktorer, som gør miljøet ufrugtbart. Ifølge Tilman (1985) er konkurrence i næringsfattige miljøer lige så vigtig som i næringsrige miljøer, men der er forskel på, om planterne konkurrerer om ressourcer over eller under jorden; i næringsfattige miljøer er der ofte rigeligt med lys, så derfor konkurrerer planterne om næringsstoffer, mens der i næringsrige miljøer jo ikke er mangel på næringsstoffer, og planterne konkurrerer derfor om lys. Beviser for og imod variation af intensiteten af konkurrence langs produktivitetsgradienter forbliver dog uklare (Aerts 1999; Gurevitch et al. 2002).

Et af de studier, der bekræfter at konkurrence kan forvolde en tilbagegang af klokkelæng, er foretaget af Aerts et al. (1991), hvor blåtop og klokkelæng voksede henholdsvis sammen og isoleret hver for sig under forskellige næringsstofniveauer. Under ugødgede forhold var der ingen synlig effekt af interspecifik konkurrence, mens der ved tilførsel af gødning skete en stigning i blåtops biomasse, som endog var større end den tilsvarende tilvækst i biomasse på gødgede planter dyrket i isolation. Biomassen for klokkelæng faldt under gødgede forhold, når den voksede sammen med blåtop. For blåtop var der ingen åbenlys trade-off mellem konkurrenceevne for ressourcer over og under jorden. Hvad der taler imod, at konkurrence spiller en rolle, er tilbagegangen af klokkelæng på Vejrup Søhede når der ikke længere er åbenlys konkurrenter til stede (Strandberg et al. 2011). Men på enkeltlokaliteter kan der være specifikke forklaringer så som ekstrem forsuring, eller hvor en gentagen intens naturpleje kan have udtømt puljer af basekationer.

Det er således usikkert, om klokkelæng går tilbage, fordi arten bliver udkonkurreret, eller forholdene i miljøet er ugunstige, eller om det er en ukendt blanding af disse to elementer, der spiller ind. Man bør nok vurdere fra hede til hede, hvad årsagssammenhængen kan være, da der højst sandsynligt er tale om en fin balance mellem de enkelte abiotiske og biotiske faktorer. Timing kan også spille en vigtig rolle for klokkelængs muligheder for at konkurrere. Hvis klokkelæng når at få lukket løvtaget, inden blåtop bliver for høj, så blåtop modtager tilstrækkeligt lys, kan den udgøre en stærk konkurrent overfor blåtop (Aerts 1990).

4.3 Påvirkning af klokkelyng på klithede

Kørslerne af de strukturelle ligningsmodeller for klitheder viser at *fGC* havde en positiv effekt på *cover_2399*, samt at *fEF* havde en positiv effekt på *fGC* (figur 3.3). Hvor LD blev anvendt, havde *fEF* ydermere en negativ effekt på dækningen af klokkelyng (figur 3.3a, b), og hvor FIML og ML blev anvendt til rekonstruktion af manglende værdier, havde *vegetations.højde* en svag, negativ effekt på klokkelyngs dækningsgrad (figur 3.3c, d). Variablen *dist* havde desuden en effekt på klokkelyng i to af analyserne (figur 3.3a, d).

I modsætning til på de våde heder har konkurrence tilsyneladende en positiv effekt på klokkelyngs dækningsgrad. Det til trods for at middelværdien for *fGC* var højere på klitheden (5,03 med værdier mellem 3,9 og 7,0, appendix I) i forhold til de våde heder (4,2 med værdier mellem 3,2 og 5,4). Kun på 32 ud af de 69 stationer var klokkelyng blevet observeret. På stationerne med klokkelyng var den gennemsnitlige *fGC* (5,6) højere end på stationer uden klokkelyng (4,6). Man kunne derfor forestille sig, at den positive effekt af *fGC* på dækningen af klokkelyng kommer af, at de forhold, som begunstiger arter med højere C-værdier, også er fordelagtige for klokkelyng.

En af de faktorer, der ser ud til at begunstige konkurrencedygtige arter på klitheder, er fugtighed. Modelkørslerne hvor fugtighed er repræsenteret ved *fEF* viser, at også de mere konkurrencedygtige arter har en præference for højere fugtighed. Nogle af analyseresultaterne viste dog, at *fEF* havde en negativ effekt på klokkelyngs dækningsgrad (figur 3.3 a, b). Dette er et modstridende resultat, fordi klokkelyng fortrinsvist vokser på steder, hvor fugtigheden er høj (Nygaard et al. 2009 bilag 3), og især fordi *fEF* på klithederne er lav (middelværdi på 3,98) i forhold til på de våde heder (middelværdi på 7,5). Den påviste negative effekt af *fEF* på dækningen af klokkelyng er dog ikke et robust resultat, eftersom ikke alle kørsler af den givne model gav det samme resultat.

Ingen af modellerne pegede på en forbindelse mellem *Ndep* på den ene side og *cover_2399* og *fGC* på den anden side. Den gennemsnitlige kvælstofdeponering er målt til 11,2 kg N/ha/år med værdier varierende fra 8,5-15,4 kg N/ha/år, hvilket er væsentligt lavere end den tilsvarende deponering på de våde heder, hvor gennemsnittet ligger på 14,7 kg N/ha/år. Generelt er der en større afsætning af atmosfærisk kvælstof længere inde i landet (Institut for Miljøvidenskab 2014) og på stationerne med klithede er kvælstofdeponeringsgradienten formentlig ikke stor nok til, at effekten kan spores i modellerne. Tålegrænsen for kvælstofdeponering på klitheder ligger ifølge Søgaard et al (2003) på 10-20 kg N/ha/år mens Bak (2013) sætter den til 6,2 og 8,0, alt efter hvilket referenceår der vælges. Heller ikke pH havde en effekt på klokkelyng i klithedemodellerne. I studiet foretaget af Strandberg et al. (2011) var pH-værdierne lige lave på de undersøgte klitheder og indlandsheder, så en årsag til den manglende effekt af pH på klitheder kan være den høje basekationdeponering tæt på havet, som ophæver effekten af forsuring (Strandberg et al. 2012).

På klithedestationerne, som indgik i modellen, havde *vegetations.højde* en svag, negativ effekt på dækningen af klokkelyng (figur 3.3c, d), hvilket ikke var tilfældet på de våde heder (figur 3.1, 3.2). Resultatet antyder, at der er en risiko for, at klokkelyng på klitheder kan blive udskygget af andre arter.

Jordtype ser ikke ud til at have en effekt på dækningsgraden af klockelyng (figur 3.3) i modsætning til på de våde heder (figur 3.1, 3.2), hvilket kan skyldes, at jordene på klithederne generelt er meget sandede.

Der er altså stor forskel på, hvilke faktorer der har en effekt på dækningen af klockelyng på henholdsvis klitheder og våde heder. Floraen på klitheder er udsat for stress i form af begrænset næringsstofftilgængelighed og vandmangel i den sure, vandgennemtrængelige, sandede jord. Forstyrrelse i form af sandpålejring og vindbrud kan dog have en større betydning end stress i strukturering af plantesamfundet, hvilket er afspejlet i det høje antal af rude-rale arter (Brunbjerg et al. 2012). På de våde heder er det derimod hovedsageligt stress, der har formet plantesamfundene. I vores modeller for klithederne havde *dist* en mindre, positiv indflydelse på klockelyngs dækningsgrad (figur 3.3a, d).

Klitheder udsættes for stærkt svingende klimatiske påvirkninger, hvilket måske er en årsag til, at der findes klitheder i dag, som fremtræder som næsten-stabile klimaks-samfund, der ikke ser ud til at undergå yderligere forandringer (Riis-Nielsen et al. 1991), selv om der dog er klare tendenser til, at deres seneste udvikling går i retning af indlandsheder med en overraskende høj dækning af bølget bunke på 20 % (Nielsen et al. 2011). De våde heder er i sig selv ikke stabile og kræver pleje for at fastholde dominansen af arter af småbuske. Klockelyng er på de våde heder presset af flere faktorer, hvilket gør dens dominans mindre stabil end på klithederne.

4.4 Model- og datakritik

Overordnet set var ingen af de opstillede strukturelle ligningsmodeller kendetegnet ved et "godt" ($RMSEA < 0,05$) eller endda "acceptabelt" ($RMSEA < 0,08$) fit (figur 3.1, 3.2, 3.3). En model kan afvises, selvom den afspejler virkeligheden, hvilket svarer til en type I fejl. Situationen kan opstå, hvis man krænker de fordelingsmæssige antagelser, som ligger til grund for parameterestimeringen (Mueller 1997). Structural Equation Modeling som vi har anvendt her bygger på Maximum likelihood og antager, at data følger en multivariat normalfordeling (Hu & Bentler 1999). Dog var det ikke alle de inkluderede variabler, der kunne transformeres, så de blev normalfordelte, heriblandt *græsning* og *høslæt*. Hvis de strukturelle eller fordelingsmæssige antagelser krænkes, især i analyser hvor prøvestørrelsen er lille, vil de opnåede resultater være ustabile og dermed upræcise (Mueller 1997).

Ifølge Bollen (1989 i McCoach et al. 2007) er den sande test for, om en model er god, om den kan give de samme resultater ved tests på andre, uafhængige prøver. Desværre har der ikke været mulighed for at teste modellerne i denne undersøgelse på andre data, da der ikke har været tilstrækkeligt med data. Fit er udelukkende et udtryk for, om en model stemmer overens med data. Faren er, at man ved gentagne justeringer risikerer at fitte data ved en tilfældighed, hvorved modellen ikke tjener som en approksimation til virkeligheden (Mueller 1997).

Prøvestørrelse er af afgørende betydning for model-fit. Som tommelfingerregel for troværdige parameterestimerer har det været foreslået, at forholdet mellem prøvestørrelsen (n) og antallet af parametre, der skal estimeres (p), skal være større end 10:1 (Bentler 1993 s. 6 i Mueller, 1997). I nærværende studie var $n:p$ -ratioen 3,75:1 på grund af et lavt antal stationer (45) og et højt antal parametre (12). Denne ratio var endnu mindre, hvor 'listwise deletion' blev anvendt, da det resulterede i mere end en halvering af antallet af statio-

ner. Vi må derfor konkludere, at prøvestørrelsen har været en medvirkende årsag til det lave model-fit i dette studie.

En model kan have et dårligt fit til data, fordi den ikke inkluderer alle betydende interaktioner og derfor giver en dårlig afspejling af virkeligheden. Det er muligt, at de strukturelle ligningsmodeller anvendt i denne rapport skulle have været konstrueret på en anden måde, eftersom teorien på flere punkter ikke har været helt entydig med hensyn til, hvordan de forskellige faktorer spiller sammen (Fan et al. 1999).

Vi har gennemgående antaget et lineært respons mellem de forskellige variabler i vores modeller. Mange biologiske samspil kan dog ikke beskrives lineært (Ejrnæs et al. 2009). Det er muligt, at klokkelyng har et optimum for variabler såsom pH, morlagstykkelse og fugtighed og derfor ikke udviser et lineært respons på disse underliggende variabler. For at øge realismen bør modellen tage hensyn til ikke-lineære sammenhænge mellem de forskellige variabler.

Man skal også være opmærksom på, at kausaliteten mellem de forskellige variabler ikke i sig selv kommer fra analyserne, da modellerne kun giver indblik i korrelationen mellem variablerne (Kline 2005). Årsagssammenhænge får man indblik i, når disse korrelationer mellem variable giver logisk mening (Grace & Bollen 2005) – f.eks. giver det mening, at afstand til havet (proxy for basekationdeponering) har en effekt på klokkelyng, hvorimod det ikke ville give mening at antage, at klokkelyng har en effekt på afstanden til havet.

4.4.1 Alternativer til målinger af variabler

Data anvendt i denne rapport er som tidligere nævnt fra det landsdækkende overvågningsprogram NOVANA. Anvendelsen af disse data har derfor været fordelagtig i og med, at det gav mulighed for at inkludere en stor mængde observationer fra flere områder rundt i landet karakteriseret som våd hede. Det gav også mulighed for at inkludere mange forskellige parametre målt i de enkelte områder. Resultaterne af model-kørslerne med disse data har givet et billede af hvilke faktorer, der generelt påvirker klokkelyng på de våde heder i Danmark. Data fra NOVANA blev dog ikke indsamlet med det formål for øje at indgå i en strukturel ligningsmodel for klokkelyng på våde heder. Derfor er der den mulighed, at de inkluderede variabler ikke afspejler de betydende faktorer godt nok, hvilket også kan være en årsag til modellens ringe fit. For at give et mere detaljeret billede af, hvordan forskellige faktorer påvirker klokkelyng, ville det være fordelagtigt at inkludere flere aspekter af de forskellige variablers indflydelse og interaktioner.

Som tidligere nævnt er det ikke sikkert, at kvælstofdeponering er det bedste mål for den plantetilgængelige mængde kvælstof. Hvor alvorlig effekten af luftbåret kvælstof er, afhænger ifølge Bobbink et al. (2010) af 1) deponeringens omfang (varighed, mængde, og input-formen); 2) planternes sensitivitet; 3) de abiotiske forhold i økosystemet. For at vide hvor stor en effekt den øgede mængde kvælstof egentlig har, kræves derfor en del mere viden om økosystemet. Man kan anvende mængden af kvælstof i laver, mosser, årsskud af revling og lyng, samt forholdet mellem kulstof og kvælstof i det øverste jordlag som indikatorer for kvælstofpåvirkning (Damgaard et al. 2008). Desværre blev disse kun registreret på et fåtal af stationerne.

Som led i NOVANA-undersøgelserne er det blevet observeret, om høslæt har fundet sted i et område, og om området har været græsset eller ej (Fredshavn et al. 2012). Græsningsintensiteten er ikke registreret, selvom

den er af stor betydning. Ved at variere græsningstrykket kan man benytte det som plejeforanstaltning både som vedligeholdelse (pleje) og restaurering, men ved ekstremt høje dyretætheder også som en metode til at fjerne uønsket vegetationsdække. Med mindre græsningstrykket er meget intenst, vil det være ujævnt fordelt og have en heterogen effekt. Derudover vil præferencer i forhold til valg af hvileområder også føre til en heterogen påvirkning af vegetationen (Damgaard et al. 2007). Bullock & Pakeman (1997) sammenlignede områder i England, hvor den eneste forskel på to områder var den måde hvorpå, de var blevet drevet. Overordnet set var dækningen af dværgbuske i hedeområder større i områder med let græsningstryk sammenlignet med områder med højt græsningstryk. Tidspunktet for græsningen kan også være af stor betydning. Kvælstofindholdet i en plante varierer over en vækstsæson, og derfor har tidspunktet for græsning betydning for hvor stor en mængde kvælstof, der fjernes. Da plantens kvælstofindhold når sit højdepunkt over sommeren, vil græsning i denne periode føre til den største kvælstoffjernelse (Damgaard et al. 2007), men dermed er det ikke sagt, at intensiv sommergræsning er den græsningsform, der resulterer i det bedste resultat for den våde hede.

Høslæt og græsning er de eneste pleje-tiltag, som registreres i NOVANA (Fredshavn et al. 2012), så andre plejetiltag som tørveskrælning og afbrænding kunne man også overveje af medtage.

Det er ikke kun fugtigheden, der har en effekt på klokkelyng, men også vandspejlets dybde. Klokkelyng har et mere overfladisk rodsystem hvor rødderne går ned til 30 cm's dybde, mens f.eks. blåtop kan have en rodedybde på op til 80 cm. Klokkelyng kræver derfor et relativt højt vandspejl for at trives. Svingninger i vandspejlets dybde er også af betydning for dækningsgraden af blåtop og klokkelyng. Således har blåtop sin højeste dækning, hvor vandspejlets dybde viste store udsving, mens klokkelyng foretrak et konstant højt vandspejl (Rutter 1955). Disse observationer blev senere understøttet af Loach (1966). Maksimalværdierne for røddernes dybde siger dog ikke så meget i sig selv, da også andre rodkvaliteter er vigtige, som for eksempel tætheden af rødderne i forskellige dybder.

Fordi der på heder ofte falder mere nedbør, end der bruges til fordampning, og fordi jordbundens udgangsmateriale, sand, er næringsfattigt, dannes der ofte podsoljord på heder. Organiske forbindelser fra morlaget fører jern- og aluminiumsforbindelser nedefter i jordprofilen. Disse bliver udfældet i 20-40 cm dybde i et meget hårdt allag (Dalsgaard 1998). Allaget kan hindre gennemtrængning af vand, og planter rødder kan have svært ved at bryde igennem det (Brady & Weil 2010 kap. 6). Planter, som vokser i jord med allag, vil derfor være begrænset til det vand og de næringsstoffer, som findes i de overliggende jordlag (Howard & Hickey 2009). Allagets dybde og hældning må derfor have en indflydelse på, hvor stor en mængde vand, der er tilgængelig for planter. Ifølge Strandberg et al. (2011) vil en kraftig cementering af jordbunden gradvist kunne ændre hydrologien mod en større vandmætning. Howard & Hickey (2009) testede den geofysiske teknik "acoustic to seismic (A/S) coupling signature" til at kortlægge overfladen af to allag i forskellige dybder i Mississippi. Det viste sig, at A/S-teknikken var sensitiv overfor allagets rumlige variabilitet, dog skulle boreprøver anvendes til kalibrering. Med denne teknik ville man muligvis kunne lave en 3D-kortlægning af allaget på våde heder for at se, hvordan det påvirker hydrologien.

Som en proxy for basekationdeponeringen blev ”afstand til nærmeste kyst” valgt her. I studiet foretaget af Strandberg et al. (2012) var der et forhold mellem afstand til kyst og kvælstofdeponering, hvor kvælstofdeponeringen faldt tættere på havet. Der er derfor en risiko for, at afstand til havet ikke kun er et mål for basekationdeponeringen, men også afspejler kvælstofdeponeringen, og at det har kunnet være med til at forklare den negative effekt af *dist* afsløret i denne undersøgelse. Idet basekationdeponeringen også afhænger af vindretningen, ville målinger af mængden af basekationer i jorden givetvis være mere ideel.

Man kunne nok finde bedre mål for konkurrence end den potentielle og den aktuelle vegetationshøjde. *fGC* blev målt i 5 m-cirklen og er derfor måske ikke det mest ideelle mål for konkurrence, idet arter med en høj C-værdi i princippet kan vokse op til 5 meter fra klokkelæng. Konkurrence foregår mest imellem naboplanter (Gurevitch et al., 2002), og derfor bør man måske kigge nærmere på, hvilke planter der vokser tæt omkring klokkelæng for at vurdere, om de påvirker klokkelæng negativt. Damgaard et al. (2009) anvendte pin-point-analyse til at måle interspecifik konkurrence, hvor de konkurrerende arter i deres studie var bølget bunke og hedelæng på tørre heder. Ud fra en pin-point-analyse kan man opnå estimater både af en plantes dækning og dens kompakthed, dvs. hvor stor en del af det tredimensionelle prøvetagningsrum planten optager.

Jordtyperne er blevet bestemt på de tilstødende marker (Greve et al. 2007) og ikke i samme plot, som hvor dækningen af klokkelæng er blevet bestemt. Hvor heterogeniteten i jordbunden er stor, kan prøvefladen derfor teoretisk set have fået tildelt en forkert jordtype.

På hver enkelt station er målingerne for de enkelte variabler gennemført indenfor et snævert tidsrum. Man kan dog generelt ikke forvente, at der eksisterer en ligevægt mellem et givent plantesamfund og de aktuelle påvirkninger, det er udsat for. Der kan være væsentlige tidsforsinkelser mellem ændringer i deponering, jordkemi, jordbundsstruktur og plantesamfund (Bak 2013). Der kan gå flere årtier, førend en øget tilførsel af kvælstof når et niveau, som fører til forandringer i konkurrenceforholdene i et plantesamfund, og der vil kunne gå endnu længere tid, før man kan observere disse ændringer i vegetationen (Damgaard et al. 2008). Hvis man kunne få en tidsfaktor med i analyserne, ville man nok også kunne modellere effekten af klima, da det ikke har været muligt i dette studie at tage hensyn til de faktorer, som afspejler klimaændringer. Også effekten af invasive planter vil kunne håndteres i strukturelle ligningsmodeller, hvis tidsperspektivet udvides.

Ifølge Damgaard et al. (2008) er det muligt at samkøre NOVANA med andre naturdatabaser og modeller for dermed at få adgang til bl.a. data vedr. hydrologi og klima. På denne måde skulle det være muligt, at inddrage yderligere målinger af forskellige påvirkninger og få et mere detaljeret indblik i de interaktioner mellem variabler, der bestemmer dækningen af klokkelæng.

4.5 Anvendelse inden for naturforvaltning

For at kunne bevare driftsafhengige naturtyper, som våde heder, er det vigtigt af ressourcemæssige årsager at prioritere indsatsen og målrette plejen mod de områder, hvor man ”får mest natur for pengene”. Ifølge Naturstyrelsen (n.d.) bør man anvende ”Brandmandens lov” i prioriteringen, og først og fremmest sikre de naturområder, der har de største naturværdier. Prioriteringsrækken i ”Brandmandens lov” er som følger:

1. Bevar det uskadte (dvs. sikre 'uspoleret' natur)
2. Reducér den skadelige påvirkning (beskytte med bufferzoner, naturbrak m.fl.)
3. Genopret og udvid delvist ødelagte områder
4. Etablér nye naturområder i sammenhæng med de eksisterende (Naturstyrelsen, n.d.).

Hvis man ønsker "mest natur for pengene", kan man med fordel opprioritere indsatsen i naturområder, som har et godt udgangspunkt. Vores modeller viser, at det er fugtighed og jordtype, der er af størst betydning for dækningen af klokkelyst på våd hede og peger altså på, at man skal koncentrere bevaringsindsatsen til steder, hvor jorden er sandet, og fugtigheden relativt høj. Genopretning af et område, der f.eks. er truet af tilgroning, vil derfor være mest effektiv, hvor jordbunds- og fugtighedsforholdene i forvejen er optimale. Områder med konstant naturlig tilførsel af basekationer vil muligvis også være lettere at bevare eller genoprette. Tilførsel af andre basekationer såsom kalk, som det praktiseres nogle steder (Strandberg et al. 2011), kunne også udgøre et effektivt redskab i naturplejen af heder. Hedeområder, hvor dværgbuskvegetationen bliver udkonkurreret af græsser, kunne også drage fordel af fåregræsning, selvom Berendse (1985) peger på, at det ikke er sikkert, at introduktion af får i sig selv vil kunne medføre reetablering af områder, som tidligere har været dominerede af klokkelyst.

Plejeplaner er typisk bygget op omkring en målsætning, f.eks. ønsket om at opnå en bestemt artstæthed, en bestemt dækningsgrad af nogle karakteristiske plantesamfund, en bestemt aldersstruktur. De skal også indeholde en redegørelse for hvilke tiltag, man ønsker at igangsætte for at opnå den givne målsætning (Naturstyrelsen n.d.). Strukturelle ligningsmodeller kan i denne sammenhæng udgøre et effektivt redskab til at forudsige, hvordan forskellige plejemetoder vil kunne påvirke målsætningen og dermed danne grundlag for en identifikation af den mest optimale plejemetode. Ofte er det svært at afgøre, hvilken effekt en given plejemetode vil have, og man er derfor henvist til at prøve sig frem (Naturstyrelsen n.d.). Ved at anvende strukturelle ligningsmodeller kan man derfor på et videnskabeligt grundlag rådgive naturforvaltere om, i hvilken retning man bør gå.

Det kan desuden også være relevant at se på hvilke øvrige faktorer, der kan have en indvirkning på de implementerede plejeforanstaltninger. Ellers kan faktorer såsom konkurrencepres fra andre arter påvirke plejen negativt, så den ikke får den ønskede effekt. Anvendelse af strukturelle ligningsmodeller vil kunne bidrage med på systematisk og kvantitativ vis at inkludere flere faktorer ved vurdering af plejeforanstaltninger med en bestemt målsætning for øje.

Strukturelle ligningsmodeller kan ydermere benyttes til at modellere, hvordan forskellige faktorer i en given habitatype, påvirker hinanden og dermed give en bedre indsigt i økosystemets funktionelle aspekter. Som det fremgår af afsnit 4.4, skal der sandsynligvis visse forbedringer til af modellen specificeret her i rapporten, før den er helt optimal at anvende i praksis. Alligevel har anvendelsen af strukturelle ligningsmodeller her i denne rapport kunnet give et nogenlunde billede af hvilke biotiske og abiotiske faktorer, der generelt påvirker klokkelyst på de våde heder i Danmark.

Ønsker man at anvende strukturelle ligningsmodeller inden for naturforvaltning, bør man indledningsvist undersøge hvilke biotiske og abiotiske faktorer, der påvirker den givne art i det givne naturområde. Denne viden

kan man bruge til at opstille sin strukturelle lignings-model. Derefter bør man anskaffe sig data, som repræsenterer parametrene i modellen – i denne rapport blev data fra overvågningsprogrammet NOVANA anvendt, men data kan være indsamlet på andre måde. Modellen testes på data og modificeres evt. ud herfra. Til slut bør man have et uafhængigt datasæt, som man kan evaluere modellen på – dette var ikke muligt i denne rapport.

5 Konklusion

Resultaterne af den strukturelle ligningsmodellering peger på, at det hovedsageligt er fugtighed, som bestemmer dækningen af klockelyng. Ydermere viser modellerne, at våde heder med mere sandet jord har en større dækning af klockelyng end heder med mere leret og humusrig jord. Hvor der var en større andel af konkurrencestærke arter, var dækningen af klockelyng lavere, et resultat som dog var mindre robust. Græsning havde en væsentlig negativ indflydelse på konkurrencestærke arter, hvilket indebærer, at man med fordel kan iværksætte plejeforanstaltninger, der begrænser disses dominans f.eks. afgræsning ved får. Her er det vigtigt med yderligere viden om sammenhængen mellem græsningsintensitet, sæsonvariation og plantesamfundets respons. Hvis konkurrence spiller en begrænset rolle, risikerer klockelyng at gå tilbage som følge af påvirkning fra kvælstofdeponering, eller et fald i jordfugtigheden. Modellerne viste, modsat forventet, at en faldende pH-værdi kan have en positiv indvirkning på dækningen af klockelyng. Så enten foretrækker klockelyng at vokse steder påvirket af forsuring, eller også bliver effekten af forsuring ophævet af basekationdeponeringen. Der er dog også en sammenhæng mellem jordbund og pH, da lerede jorder har højere pH end sandede jorder. Resultaterne for pH og kvælstofdeponering var dog ikke helt robuste. Basekationdeponeringen havde yderligere en positiv effekt på de konkurrencestærke arter. De blev negativt påvirket af kvælstofdeponering, som også virker skadelig for disse arter. Endelig eksisterer der den mulighed, at kvælstofdeponering generelt er et ringe mål for plantetilgængeligt kvælstof.

Ser man bort fra de resultater, som viste, at kvælstofdeponeringen havde en negativ indflydelse på de konkurrerende arter, og at stigende pH havde en negativ effekt på dækningen af klockelyng, stemmer resultaterne fint overens med de eksperimentelle resultater og teoretiske overvejelser omkring klockelyngs forekomst på våde. Vi mistænker, at disse afvigende observationer skyldes krænkelser af den underliggende antagelse om lineære sammenhænge mellem de forklarende variabler.

På klitheder ser det ud til, at tilstedeværelsen af konkurrencestærke arter påvirker dækningen af klockelyng positivt. Der er desuden en større tilstedeværelse af konkurrencestærke arter, hvor jordens fugtighed er højere. Da de konkurrencestærke arter ikke påvirker klockelyng negativt her, antager vi, at deres voksesteder også er gunstige for klockelyng. Klithederne udsættes for megen forstyrrelse, og de abiotiske forhold adskiller sig væsentligt fra dem på de våde heder. Klockelyng på klitheder ser ikke ud til at blive påvirket af hverken forsuring, kvælstofdeponering eller konkurrencepres, og den naturlige forstyrrelse kan måske være årsag til, at klockelyng ikke udkonkurreres her. Stabile plantesamfund med klockelyng har derfor sandsynligvis bedre fremtidsudsigter på klitheder end på de våde heder.

Ingen af RMSEA-værdierne for modelfit lå under det acceptable niveau på 0,08 som opstillet af Browne & Cudeck (1989), og modellerne må derfor siges ikke at være repræsentative for økosystemet på de våde heder. Det manglende fit kan være forårsaget af 1) for lille prøvestørrelse, 2) mangel på multivariat normalitet og/eller 3) dårlig modelspecifikation. Desuden kunne det have været en fordel at gøre modellen mere dynamisk tidsmæssigt og tage hensyn til de påviselige, ikke lineære sammenhænge mellem biotiske

og abiotiske påvirkninger og økosystemets respons. NOVANA data indeholder mange observationer, og er derfor velegnet til at give et billede af, hvad der generelt påvirker klokkelyng på de våde heder. Data herfra er dog muligvis ikke specielt velegnet til at afsløre økologiske årsagssammenhænge, da de er samlet på en rumlig skala, som ikke fanger detaljer i samspillet mellem de forklarende variabler. Der mangler desuden data for andre plejeforanstaltninger såsom afbrænding. Der er derfor brug for supplerende målinger, hvis man skal kunne give et mere præcist billede af, hvad der bestemmer dækningen af klokkelyng.

Samlet set kan vi konkludere at strukturelle ligningsmodeller kan være et nyttigt redskab i forvaltningen af våde heder. De giver således en øget viden om samspillet mellem de forklarende variabler og kan forudsige effekten af et givet plejetiltag på de våde heder.

6 Referencer

- Aerts, R. et al., 1990. Competition in heathland along an experimental gradient of nutrient availability. *Oikos*, 57(3), pp.310–318.
- Aerts, R., 1999. Interspecific competition in natural plant communities: mechanisms, trade-offs and plant-soil feedbacks. *Journal of Experimental Botany*, 50(330), pp.29–37.
- Aerts, R., 1990. Nutrient use efficiency in evergreen and deciduous species from heathlands. *Oecologia*, 84(3), pp.391–397.
- Aerts, R. & Berendse, F., 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio*, 76, pp.63–69.
- Aerts, R., Boot, R.G.A. & van der Aart, P.J.M., 1991. The Relation between above- and belowground biomass allocation patterns and competitive ability. *Oecologia*, 87(4), pp.551–559.
- Aerts, R. & Heil, G.W., 1993. *Heathlands: Patterns and Processes in a Changing Environment*, Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- Allison, P.D., 2012. Handling missing data by maximum likelihood. *Statistics and Data Analysis*, pp.1–21.
- Anderson, J.C. & Gerbing, D.W., 1988. Structural equation modeling in practice: A review and recommended two-step approach. *Psychological Bulletin*, 103(3), pp.411–423.
- Bak, J.L., 2013. Tålegrænser for dansk natur. Opdateret landsdækkende kortlægning af tålegrænser for dansk natur og overskridelser heraf. *Videnskabelig rapport fra DCE*, 69, p.94.
- Bannister, P., 1966. *Erica tetralix* L. *Journal of Ecology*, 54(3), pp.795–813.
- Bannister, P., 1964a. Stomatal responses of heath plants to water deficits. *Journal of Ecology*, 52(1), pp.151–158.
- Bannister, P., 1964b. The Water Relations of Certain Heath Plants with Reference to their Ecological Amplitude : III . Experimental Studies : General Conclusions. *Journal of Ecology*, 52(3), pp.499–509.
- Berendse, F., 1985. The effect of grazing on the outcome of competition between plant species with different nutrient requirements. *Oikos*, 44, pp.35–39.
- Berendse, F. & Aerts, R., 1984. Competition between *Erica tetralix* L. and *Molinia caerulea* (L.) moench as affected by the availability of nutrients. *Acta Oecologica, Oecologia plantarum*, 5(19), pp.3–14.
- Berendse, F., Oudhof, H. & Bol, J., 1987. A comparative study on nutrient cycling in wet heathland ecosystems . I. Litter production and nutrient losses from the plant. *Oecologia*, 74(2), pp.174–184.

- Bobbink, R. et al., 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications*, 20(1), pp.30–59.
- Bobbink, R., 1998. Impacts of tropospheric ozone and airborne nitrogenous pollutants on natural and semi- natural ecosystems: a commentary. *New Phytologist*, 139(1), pp.161–168.
- Brady, N.C. & Weil, R.R., 2010. *Elements of the nature and properties of soils* 3. ed., New Jersey: Pearson Education International.
- Browne, M.W. & Cudeck, R., 1989. Single sample cross-validation for covariance structures. *Multivariate Behavioral Research*, 24(4), pp.454–455.
- Brunbjerg, A.K. et al., 2012. Disturbance drives phylogenetic community structure in coastal dune vegetation A. Prinzing, ed. *Journal of Vegetation Science*, 23(6), pp.1082–1094.
- Bruus, M. et al., 2010. Terrestriske naturtyper 2008. *Faglig rapport fra DMU*, 765, p.78. Available at: <http://www.dmu.dk/Pub/FR765.pdf>.
- Bullock, J.M. & Pakeman, R.J., 1997. Grazing of lowland heath in England: Management methods and their effects on heathland vegetation. *Biological Conservation*, 79, pp.1–13.
- Buttenschøn, R.M., 2007. *Græsning og høslæt i naturplejen*, Københavns Universitet, Hørsholm: Skov- og Naturstyrelsen og Center for Skov, Landskab og Planlægning.
- Buuren, S. van & Groothuis-Oudshoorn, K., 2011. mice: Multivariate Imputation by Chained Equations in R. *Journal of Statistical Software*, 45(3), pp.1–67.
- Büker, M.G., 2004. *Humus , Jordfrugtbarhed og Økologi*. Roskilde Universitets Center.
- Carlyle, C.N., Fraser, L.H. & Turkington, R., 2010. Using three pairs of competitive indices to test for changes in plant competition under different resource and disturbance levels. *Journal of Vegetation Science*, 21(6), pp.1025–1034.
- Chambers, F.M., Mauquoy, D. & Todd, P.A., 1999. Recent rise to dominance of *Molinia caerulea* in environmentally sensitive areas: new perspectives from palaeoecological data. *Journal of Applied Ecology*, 36, pp.719–733.
- Dalsgaard, K., 1998. Hedens geolog og jordbund. In *Seminarrapport, Den danske hede*. Skov- og Naturstyrelsen, p. 126. Available at: <http://www2.skovognatur.dk/udgivelser/2001/87-7279-316-3/helepubl.pdf>.
- Damgaard, C. et al., 2007. Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. *Faglig rapport fra DMU*, (637), p.45 s.
- Damgaard, C. et al., 2014. Is *Erica tetralix* abundance on wet heathlands controlled by nitrogen deposition or soil acidification? *Environmental pollution*, 184C, pp.1–8.

Damgaard, C., 2011. Measuring competition in plant communities where it is difficult to distinguish individual plants. *Computational Ecology and Software*, 1(3), pp.125–137.

Damgaard, C., 2012. Trend analyses of hierarchical pin-point cover data. *Ecology*, 93(6), pp.1269–1274.

Damgaard, C., Nygaard, B. & Nielsen, K.-E., 2008. Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. *Faglig rapport fra DMU*, (658), p.66.

Damgaard, C., Riis-Nielsen, T. & Schmidt, I.K., 2009. Estimating plant competition coefficients and predicting community dynamics from non-destructive pin-point data: a case study with *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*. *Plant Ecology*, 201(2), pp.687–697.

Dorland, E. et al., 2003. Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology*, 40(5), pp.804–814.

EIONET, 2013. Report on the main results of the surveillance under article 11 for annex I habitat types (Annex D). Available at:
http://cdr.eionet.europa.eu/Converters/run_conversion?file=dk/eu/art17/envuqrtva/DK_habitats_reports-131220-9590.xml&conv=350&source=remote#2140.

Ejrnæs, R. et al., 2009. Terrestriske naturtyper 2007. NOVANA. *Faglig rapport fra DMU*, 712, p.150.

Ejrnæs, R. & Bruun, H.H., 2000. Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. *Journal of Vegetation Science*, 11(4), pp.573–584.

Ellenberg, H. et al., 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*, Göttingen, Tyskland: Verlag Wrich Goltze.

Ellermann, T. et al., 2013. Atmosfærisk deposition 2012. NOVANA. *Videnskabelig rapport fra DCE*, 73, p.85 s.

Enders, C.K. & Bandalos, D.L., 2001. The relative performance of full information maximum likelihood estimation for missing data in structural equation models. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 8(3), pp.430–457.

ETC/BD, 2008. Habitats directive article 17 report (2001-2006) Introduction to the member states assessments. Available at:
[http://forum.eionet.europa.eu/x_habitat-art17report/library/papers_technical/introduction_assessments_2/download/1/d_Introduction to the MS assessments_version 1.pdf?action=view](http://forum.eionet.europa.eu/x_habitat-art17report/library/papers_technical/introduction_assessments_2/download/1/d_Introduction%20to%20the%20MS%20assessments_version%201.pdf?action=view).

Europa Parlamentet, 2010. Europa-parlamentets og rådets direktiv 2009/147/EF af 30. november 2009 om beskyttelse af vilde fugle. Available at:
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2010:020:0007:0025:DA:PDF>.

European Commission, 2007. Interpretation manual of European union habitats. Available at:
http://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/2007_07_im.pdf.

European Commission, 2008. Management of Natura 2000 habitats Northern Atlantic wet heaths with *Erica tetralix*, Available at:
http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/4010_Atlantic_wet_heaths.pdf.

Fan, X., Thompson, B. & Wang, L., 1999. Effects of sample size, estimation methods, and model specification on structural equation modeling fit indexes. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 6(1), pp.56–83.

Ferm, M., 1998. Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(1), pp.5–17.

Frederiksen, S., Rasmussen, F.N. & Seberg, O., 2006. *Dansk flora* 1st ed., København: Gyldendal.

Fredshavn, J. et al., 2012. Overvågning af terrestriske naturtyper. *TA henvisninger*, pp.1–29. Available at:
http://bios.au.dk/fileadmin/Resources/DMU/MYndighedsbetjening/FDC_bio/TeknAnvisn/TAN01_Terrestriske_naturtyper_v1.pdf.

Fredshavn, J.R. et al., 2011. Terrestriske habitatnaturtyper 2004-2010. *Videnskabelig rapport fra DCE*, 7, p.168.

Geodatastyrelsen, 2014. DHM - Danmarks Højdemodel. Available at:
<http://www.gst.dk/emner/frie-data/hvilke-data-er-omfattet/hvilke-data-er-frie/dhm-danmarks-hoejdemodel/> [Accessed December 8, 2014].

Grace, J.B. et al., 1997. A structural equation model of plant species richness and its application to a coastal wetland. *The American Naturalist*, 149(3), pp.436–460.

Grace, J.B. et al., 2010. On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecological Monographs*, 80(1), pp.67–87.

Grace, J.B., 2006. *Structural equation modeling and natural systems*, New York: Cambridge University Press.

Grace, J.B., 2008. Structural Equation Modeling for Observational Studies. *Journal of Wildlife Management*, 72(1), pp.14–22.

Grace, J.B. & Bollen, K.A., 2005. Interpreting the results from multiple regression and structural equation models. *Bulletin of the Ecological Society of America*, 15(5), pp.283–295.

Grant, S.A. et al., 1987. Comparative studies of diet selection by sheep and cattle: Blanket bog and heather moor. *Journal of Ecology*, 75(4), pp.947–960.

Greve, M.H. et al., 2007. Generating a Danish raster-based topsoil property map combining choropleth maps and point information. *Geografisk Tidsskrift-Danish Journal of Geography*, 107(2), pp.1–12.

- Grime, J.P., 1973. Competition and diversity in herbaceous vegetation - a reply. *Nature*, 244, pp.310–311.
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist*, 111(982), pp.1169–1194.
- Grime, J.P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes*, John Wiley & Sons, Ltd.
- Grime, P., 2002. Primary strategies in the established phase. In *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. Chichester, UK: John Wiley & Sons, pp. 3–10.
- Gurevitch, J., Scheiner, S.M. & Fox, G.A., 2002. Competition. In *The ecology of plants*. Sunderland USA: Sinauer Associates, pp. 185–211.
- Heil, G.W. et al., 1988. Capture of atmospheric ammonium by grassland canopies. *Science*, 239(4841), pp.764–765.
- Hill, M.O. et al., 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. *Journal of Applied Ecology*, 37(1), pp.3–15.
- Horswill, P. et al., 2008. Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 155(2), pp.336–349.
- Houdijk, A.L.F.M. et al., 1993. Distribution and decline of endangered herbaceous heathland species in relation to the chemical composition of the soil. *Plant and Soil*, 148(1), pp.137–143.
- Howard, W. & Hickey, C.J., 2009. Investigation of the near subsurface using acoustic to seismic coupling. *Ecohydrology*, 2(3), pp.263–269.
- Hu, L. & Bentler, P.M., 1999. Cutoff criteria for fit indexes in covariance structure analysis: Conventional criteria versus new alternatives. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 6(1), pp.1–55.
- Institut for Miljøvidenskab, 2014. Kort over kvælstofdeposition (afsætning af kvælstof). Available at: <http://envs.au.dk/videnudveksling/luft/model/deposition/danmark/nedfaldskort2006/> [Accessed June 18, 2014].
- Jeannette, K., 1993. Restoration of ericaceous (shrub) dominated wet heathlands in the Netherlands. *Restoration and Reclamation Review*, 4(2), pp.1–6.
- Jørgensen, H., 2005. Høenge i Danmark. *URT Temanummer*, 29 juni, pp.1–64.
- Keddy, P., 2007. Stress. In *Plants and Vegetation*. Cambridge University Press, pp. 126–135.
- Kelloway, E.K., 2014. Structural equation modelling in perspective. *Journal of Organizational Behavior*, 16(3), pp.215–224.
- Kirchmann, H. et al., 1998. Ammonia emissions from agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(1), pp.1–3.

- Kleyer, M. et al., 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96(6), pp.1266–1274.
- Kline, R.B., 2005. *Principles and practice of structural equation modeling* 2nd ed., New York: The Guilford Press.
- Krebs, C.J., 2009. *Ecology*, University of British Columbia, Vancouver: Pearson Education.
- Krupa, S. V., 2003. Effects of atmospheric ammonia (NH₃) on terrestrial vegetation: a review. *Environmental Pollution*, 124(2), pp.179–221.
- Lam, T.Y. & Maguire, D.A., 2012. Structural Equation Modeling: Theory and Applications in Forest Management. *International Journal of Forestry Research*, 2012, pp.1–16.
- Lilley, R.M. et al., 1975. Criteria of intactness and the photosynthetic activity of spinach chloroplast preparations. *New Phytologist*, 75(1), pp.1–10.
- Loach, K., 1968. Relations between soil nutrients and vegetation i wet-heaths: II. Nutrient uptake by the major species in the field and in controlled conditions. *Journal of Ecology*, 56(1), pp.117–127.
- Loach, K., 1966. Relations between Soil Nutrients and Vegetation in Wet-Heaths: I: Soil Nutrient Content and Moisture Conditions. *Journal of Biogeography*, 54(3), pp.597–608.
- Maskell, L.C. et al., 2010. Nitrogen deposition causes widespread loss of species richness in British habitats. *Global Change Biology*, 16(2), pp.671–679.
- Mccoach, D.B., 2003. SEM isn't just the schoolwide enrichment model anymore: structural equation modeling (SEM) in gifted education. *Journal for the Education of the Gifted*, 27(1), pp.36–61.
- McCoach, D.B., Black, A.C. & O'Connell, A. a., 2007. Errors of inference in structural equation modeling. *Psychology in the Schools*, 44(5), pp.461–470.
- Miljøministeriet Skov- og Naturstyrelsen, 1993. *Naturplejebogen*, Helsingør: Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. Available at: <http://naturstyrelsen.dk/media/nst/67062/Naturplejebogen.pdf>.
- Mueller, R.O., 1997. Structural Equation Modeling : Back to basics. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 4(4), pp.353–369.
- Naturstyrelsen, Naturpleje - før du går i gang. Available at: <http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/national-naturbeskyttelse/beskyttede-naturtyper-§-3/naturplejeportalen/foer-du-gaar-i-gang/> [Accessed June 11, 2014].
- Nielsen, K., H. V. Andersen, M. Strandberg, P. Løfstrøm, H. J. Degn, and C. Damgaard. 2014. Relationship Between Atmospheric Ammonia Concentration and Nitrogen Content in Terricolous Lichen (*Cladonia portentosa*). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225, pp. 1-8.
- Nielsen, K.E. et al., 2012. Terrestriske naturtyper 2011 - udvikling og areal. *Videnskabelig rapport fra DCE*, 35, p.118.

- Nielsen, K. E., H. J. Degn, C. Damgaard, M. Bruus, and B. Nygaard. 2011. A native species with invasive behavior in coastal dunes: evidence for progressing decay and homogenization of habitat types. *Ambio*, 40, pp. 819–823.
- Nygaard, B. et al., 2009. Danske plantesamfund i moser og enge – vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse. *Faglig rapport fra DMU*, 728, p.144.
- Nørnberg, P., 1977. Soil profile development in sands of varying age in Vendsyssel, Denmark. *Catena*, 4, pp.165–179.
- Pakeman, R., et al., 2003. Rehabilitation of degraded dry heather [*Calluna vulgaris* (L.) Hull] moorland by controlled sheep grazing. *Biological Conservation*, 114(3), pp.389–400.
- Pearson, J. & Stewart, G.R., 1993. The deposition of atmospheric ammonia and its effects on plants. *New Phytologist*, 125(2), pp.283–305.
- Petersen, A.R., 2014. *Årsager til destabilisering af klokkeløngens udbredelse på vådområder og heder*. Aarhus Universitet.
- Pitcairn, C., D. Fowler, I. Leith, L. Sheppard, S. Tang, M. Sutton, and D. Famulari. 2006. Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition. *Environmental Pollution*, 144, pp. 941–950.
- Pornprasertmanit, S., Miller, P., Schoemann, A., et al., 2013. Package “semTools” - Useful tools for structural equation modeling.
- Pornprasertmanit, S., Miller, P., Schoemann, A., et al., 2013. semTools: Useful tools for structural equation modeling. Available at: <http://cran.r-project.org/package=semTools>.
- Pugesek, B., Tomer, A. & von Eye, A., 2003. *Structural equation modeling: applications in ecological and evolutionary biology*, West Nyack, New York: Cambridge University Press.
- R Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. Available at: <http://www.r-project.org/>.
- Ramzan, S., Zahid, F.M. & Ramzan, S., 2013. Evaluating multivariate normality: A graphical approach. *Middle-East Journal of Scientific Research*, 13(2), pp.254–263.
- Read, D.J., 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia*, 47(4), pp.376–391.
- Riis-Nielsen, T. et al., 1991. *Hedelejebogen. De danske heders historie, pleje og udforskning*, Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Roelofs, J.G.M., 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experientia*, 42(4), pp.372–377.
- Roem, W.J. & 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), pp.151–161.

- Roem, W.J., Klees, H. & Berendse, F., 2002. Effects of nutrient addition and acidification on plant species diversity and seed germination in heathland. *Journal of Applied Ecology*, 39(6), pp.937–948.
- Rosseel, Y., 2012. lavaan: An R Package for Structural Equation Modeling. *Journal of Statistical Software*, 48(2), pp.1–36.
- Rosseel, Y. et al., 2014. Package “lavaan” - Latent Variable Analysis. , pp.1–70. Available at:
<http://cran.r-project.org/web/packages/lavaan/lavaan.pdf>.
- Rubin, D.B., 1976. Inference and missing data. *Biometrika*, 63(3), pp.581–592.
- Rubin, D.B., 1987. *Multiple imputation for nonresponse in surveys*, New York: John Wiley & Sons, Inc.
- Rutter, A.J., 1955. The composition of wet-heath vegetation in relation to the water-table. *Journal of Ecology*, 43(2), pp.507–543.
- Rådet, 1992. Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter. Available at: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1992:206:0007:0050:DA:PDF>.
- Saculinggan, M. & Balase, E.A., 2013. Empirical Power Comparison Of Goodness of Fit Tests for Normality In The Presence of Outliers. *Journal of Physics: Conference Series*, 435, pp.1–11.
- Savalei, V. & Rhemtulla, M., 2012. On Obtaining Estimates of the Fraction of Missing Information From Full Information Maximum Likelihood. *Structural Equation Modeling: A Multidisciplinary Journal*, 19(3), pp.477–494.
- Schreiber, J.B. et al., 2006. Reporting structural equation modeling and confirmatory factor analysis results: a review. *The Journal of Educational Research*, 99(6), pp.323–337.
- Shapiro, S.S. & Wilk, M.B., 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples). *Biometrika*, 52(3/4), pp.591–611.
- Sheikh, K.H., 1969. The effects of competition and nutrient on the inter-relations of some wet-heath plants. *Journal of Ecology*, 57(1), pp.87–99.
- Stevens, C.J. et al., 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science*, 303(5665), pp.1876–1879.
- Strandberg, B. et al., 2005. Terrestriske naturtyper 2004. *Faglig rapport fra DMU*, 557, p.58 s.
- Strandberg, M. et al., 2012. Evidence for acidification-driven ecosystem collapse of Danish Erica tetralix wet heathland. *Ambio*, 41(4), pp.393–401.
- Strandberg, M. et al., 2011. Status og plejemuligheder for klokkelýngdomineret våd hede. *Faglig rapport fra DMU*, 820, p.52.

- Søgaard, B. et al., 2003. Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. *Faglig rapport fra DMU*, 457(2. udgave), p.462.
- Taylor, K., Rowland, A.P. & Jones, H.E., 2001. *Molinia caerulea* (L.) Moench. *Journal of Ecology*, 89(1), pp.126–144.
- Tilman, D., 1985. The resource-ratio hypothesis of plant succession. *The American Naturalist*, 125(6), pp.827–852.
- Toledo, D., Sorice, M.G. & Kreuter, U.P., 2013. Social and ecological factors influencing attitudes toward the application of high-intensity prescribed burns to restore fire adapted grassland ecosystems. *Ecology and Society*, 18(4).
- Wayman, J.C., 2003. Multiple imputation for missing data: what is it and how can I use it? In *Annual Meeting of the American Educational Research Association*. Chicago, IL, pp. 1–16.
- Westoby, M. et al., 2002. Plant ecological strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), pp.125–159.
- Yap, B.W. & Sim, C.H., 2011. Comparisons of various types of normality tests. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 81(12), pp.2141–2155.
- Yazici, B. & Yolacan, S., 2007. A comparison of various tests of normality. *Journal of Statistical Computation and Simulation*, 77(2), pp.175–183.

Appendix I - data

4010 – gennemsnitsværdier for stationerne

site	year	cover_2399	fGC	fchmax	Ndep	pH	fEF	vegetations.højde	græsning	høslæt	jordtype	dist	morlag	slope	vedplanter
10	2007	4.8	4.31645	6.48366	11.46	3	7.75194	13.72	0	0	11	5.595	NA	0.584278	15.8
29	2007	5.6	4.41683	5.097868	9.6373	2	7.17117	20.35	0	0	1.1	1.14	3.71	0.646028	10
43	2007	4.3	3.60404	1.629696	16.393	4	7.35455	15.79	0.5	0	1	32.01	2.33	2.115281	2.1
55	2008	1.3	3.36193	0.482997	14.643	8	7.92619	21.13	1	0	9	36.28	NA	1.190008	0.8
69	2007	4.9	4.53601	0.809974	13.243	2	7.71262	18.4	0	0	1	5.318	8.97	1.498816	1.7
83	2007	0.1	4.01592	2.859518	14.613	4	7.0598	24.69	0	0	6	342.56	NA	1.713952	4.2
101	2009	1.7	4.40442	2.349079	15.79	3	7.8198	20	0	0	11	22.28	3.54	1.345503	6.1
102	2007	7.9	4.27454	2.661604	10.723	9	7.79279	19.73	1	0	1	1.119	NA	2.861526	16.7
112	2009	0.2	3.41272	1.342306	18.373	6	6.48556	14.5	0.6	0	5	7.15.48	2.43	1.261364	1
202	2007	4.8	3.67275	0.966746	14.113	4	7.26114	13.36	0	0	2	6.28	NA	1.600382	11.8
1042	2007	2.2	4.65208	4.443138	15.923	1	7.36627	29.69	0	0	2	10.66	3	0.893165	48.1
1043	2011	1.1	3.76153	2.611215	15.46	NA	6.84123	16	1	0	8	18.211	5	0.919001	8
1044	2009	5.2	4.45627	3.902846	11.74	NA	8.41842	24.38	0	0.1	1	2.327	10	0.855858	6.1
1045	2009	0.3	4.61017	7.423201	14.182	8	7.31109	20.69	0	0	NA	3.431	NA	NA	32.8
1046	2007	4.4	4.7148	8.302719	13.163	1	6.35507	18.04	0	0	1	0.814	2.35	1.083945	35.5
1047	2008	3.7	3.99587	3.310669	15.053	4	7.3303	28.8	0	0	2	14.68	3.5	2.419726	4
1048	2012	2.9	4.13131	4.339619	11.26	NA	8.13147	18.75	0.9	0	4	3.986	NA	1.028755	17.3
1049	2009	3.4	4.43408	7.301041	12.613	2	7.67948	17.17	0	0	NA	1.712	NA	NA	11.2
1058	2009	1.3	4.46205	4.540179	12.233	2	7.91959	22.19	0	0	NA	4.998	NA	NA	30
1168	2009	5.2	3.8425	3.205772	15.59	NA	7.5772	14.39	0	0	NA	28.13	0.19	NA	0.4
1233	2011	4.6	4.38774	4.915884	15.56	NA	8.07321	24.7	0	0	3	33.18	6.25	2.483176	17.7
1234	2012	0.3	4.61354	12.42877	14.18	NA	6.62929	17.88	1	0	4	22.88	3.58	10.3722	14.6
1235	2008	5.2	3.70876	2.516322	14.553	2	7.51901	26.31	0	0	3	433.99	NA	3.517868	5.3
1238	2009	1.3	4.58274	9.604657	14.783	3	7.35907	23.23	0	0	4	10.14	5.75	1.790211	34.1
1334	2009	0.7	4.3876	3.944815	16.153	1	7.6631	26.69	0	0	NA	22.37	7.25	NA	1.1
1335	2009	6.1	4.46834	1.027322	13.24	NA	8.03136	18.16	0.03	0	NA	3.715	0	NA	10.3
1337	2009	3.6	4.2806	0.710245	13.24	NA	7.89262	14.1	0	0	NA	5.73	3	NA	1.3
1346	2009	0.9	4.16973	2.181407	16.15	3	7.33172	30.98	0	0	NA	22.04	0	NA	5.9
1360	2009	3.4	3.59484	0.935835	13.263	4	7.74642	21.04	0	0	NA	7.508	2	NA	6.8
1370	2010	0.9	4.08131	0.94148	14.633	1	7.20968	28.88	0	0	NA	44.7	3.13	NA	4.6
1371	2007	0.8	4.48519	7.484127	14.633	8	7.91935	19.88	0	0.03	1	32.98	11.55	0.825478	12.8
1372	2009	0.9	3.84018	0.902211	14.8	NA	7.95023	19.96	0	0	NA	45.16	0	NA	10.3
1413	2009	3	3.91296	5.469064	16.373	4	7.68951	38	0	0	1	125.63	4.38	10.2151	18.4
1458	2011	6.1	3.96846	3.934454	18.6	NA	8.16145	21.25	0	0	1	28.35	1.67	0.996385	18.9
1459	2009	2.1	3.51122	1.568555	17.453	3	7.58022	7.8	0	0	1	10.09	2.29	2.196938	3.3
1460	2011	5.4	4.51	6.927096	14.71	NA	8.11	17.38	0	0	6	31.67	4.25	0.559237	7.9

1461 2008	2.5 4.06856 3.779333 16.61NA 7.44275	29.17	0	0	1.931.86	NA 1.28267	9.5
1462 2009	1.6 3.81726 0.588505 16.494.6 7.26754	26.49	0.1	0	NA 25.73	1.46 NA	0
1468 2009	1.1 3.52551 0.614015 16.53.1 6.5588	32.05	0	0	126.65	2.13 0.842499	1.2
1470 2009	1.3 4.14348 2.171204 17.453.2 7.10566	21.98	0	0	110.48	2.25 3.90464	3.7
1471 2008	0 4.04786 2.053973 16.63NA 6.64643	32.17	0	0	134.26	NA 1.125876	3.2
1501 2009	4.4 5.40189 2.293882 9.8453.2 7.52822	19.78	0	0.4	40.256	5.16 3.138756	4.1
1502 2009	5.8 4.42143 2.700293 14.163.2 7.8005	17.28	0	0	14.071	0 0.510037	2
1503 2009	1.2 3.19017 1.157048 17.523.6 6.80496	16.97	0.9	0	117.98	0 1.698414	1.5
1504 2007	1.5 4.62156 3.785555 18.53.5 7.44234	21.79	0	0.03	1.414.81	3.42 0.732838	3

2140 - gennemsnitsværdier for stationerne

site	year	cover_2399	fGC	fchmaxNdepPH	fEF	vegetations.højde	græsning	jordtype	distmorlag	slope	vedplanter
5	2007	0 5.394481	0.9805149	0.983.2 4.056242	15.49	0	20.664	0.75 1.718966	6.03		
6	2008	4.5 7.002026	0.9554068	5.353.8 4.115239	23.24	0	1 1.67	0 1.15861	7.6		
7	2007	5.4 6.543207	1.383748	8.514.6 3.773196	9.42	0	11.972	NA 2.850072	4.8		
25	2008	0.5 4.622824	0.58971	9.813.8 3.982311	14.44	0	10.421	2.1.949192	2.5		
26	2007	0 4.535380	0.5851239	7.463.3 3.683184	14.25	0	20.235	NA 2.540079	0.7		
27	2008	0.3 4.739659	0.540728	10.83.5 3.718653	13.91	0.7	20.342	4.13 1.755923	2.03		
39	2007	0 4.211111	0.9366568	2.283.5 5.036325	8.97	0	10.497	3.52 7.11443	0.1		
41	2007	0 3.783611	1.0887259	1.723.5 3.100758	11.18	0	10.361	NA 1.390622	3.6		
61	2008	0 4.394187	0.5352931	2.593.8 3.203559	16.93	0	10.313	0 7.14855	7.5		
62	2008	0 4.011803	0.4794059	8.694.1 2.983724	11.16	0	10.312	0 6.528393	0.03		
63	2007	0 4.466812	0.7849541	1.953.7 3.68198	17.3	0	10.383	NA 11.2493	3.3		
64	2008	1.8 5.305552	0.7983929	9.633.1 4.330204	19.7	0	11.511	2.53 1.668588	11.4		
68	2008	0 4.598119	0.5670251	0.773.6 3.564732	18.81	0	10.363	2.838.585539	2.9		
96	2009	0.6 4.844926	0.5323081	0.293.9 3.859383	20.58	0	20.664	NA 4.417688	1.9		
98	2008	0 5.189491	0.6644721	3.433.3 4.201614	8.78	0.9	11.302	4.532.340177	1.8		
100	2007	0 4.531061	0.5638831	4.833.8 4.371199	20.68	0	11.838	2.052.532423	0.5		
111	2008	0 4.710857	0.6546839	3.973.7 3.945098	11.81	0	3.031.286	0.062.997634	4.8		
157	2008	0 4.637619	3.597728	6.514.2 4.480325	10.8	0.9	110.264	4.50.886023	2.9		
181	2008	0 4.729418	2.696571	1.083.9 3.803357	20.07	0	3.70.551	4.50.986382	4.9		
205	2009	0 4.521151	1.988289	103.7 3.039258	18.23	1	7.7 0.15	0 1.374271	0.9		
1025	2011	0 5.474386	1.2843781	1.44NA 4.239347	22.36	0	12.075	0 1.859481	14.2		
1026	2009	0 5.062751	1.3777599	0.843.2 4.398869	27.95	0.3	NA 0.627	1.89 NA	16.4		
1027	2007	0.8 4.957527	4.925941	16.663.3 4.668433	15.77	0	23.835	0.423.195544	5.1		
1028	2011	0 6.261312	3.3531461	2.92NA 4.219921	24	0	22.082	2.25 0.64514	23.4		
1029	2009	15.550922	2.574047	12.023.5 4.537097	22.74	0	NA 3.447	2 NA	9.1		
1030	2007	0.2 4.972737	1.4344051	0.883.4 4.370259	13.98	0.2	22.092	0.032.082682	14.2		
1031	2012	15.026667	1.8108831	3.22NA 3.942826	13.88	0	22.052	1.31 1.78066	0.7		
1032	2007	26.507202	1.6288258	2.993.5 4.17439	11.9	0	11.486	NA 0.641199	3.8		
1033	2007	0.1 5.232318	1.4170731	0.123.6 4.454083	17.24	0.4	21.846	2.081.220616	8.1		
1034	2009	0.3 6.903778	1.4561321	6.663.8 3.86617	24.67	0.7	NA 4.225	NA NA	5.9		
1037	2007	2.7 6.810895	2.1425071	0.29NA 4.253778	16.7	0	12.699	NA 1.057022	2.05		
1040	2009	46.662532	0.9532171	1.593.5 4.828754	17.39	0	NA 2.14	4.33 NA	9.6		

11512009	04.3877551.11237214.143.34.825794	13.81	0	NA2.845	0.38	NA	0.2
11522007	0.5 4.73892.86343712.063.14.285435	21.51	0	21.341	1.172.412205		8.9
11532007	0.34.9566212.90790813.783.2 3.83821	18.64	0	23.515	2.441.705507		2.8
11542011	0.86.3133330.82103414.34NA3.779683	15.63	0	14.332	1.881.219265		4.4
11552007	1.45.6235773.619948 15.13.14.612802	16.29	0	23.306	2.5 2.24403		10.4
11562007	7.7 6.6588083.05489414.773.43.545264	13.75	0	25.604	3.030.754953		4.7
11572007	1.66.2985941.2540649.5863.34.515157	21.48	0	6.21.971	3.331.942992		8.4
11582007	0.45.1670880.57522712.153.44.206007	13.96	0.97	20.966	3.160.866869		5.3
11592007	1.45.0180970.6078159.7223.84.117257	16.81	0	21.011	3.034.512634		3.01
12282007	04.8039071.45524410.353.24.430556	27.21	0.6	10.999	1.921.664549		4.8
13062007	04.3399360.4532479.222 43.405641	7.55	0	10.356	0 1.44884		5.8
13112009	04.0386860.6102159.377NA3.272603	16.61	0	NA 0.72	0 NA		2.7
13122008	04.3982110.9257789.1813.63.841963	15.35	0	10.549	06.977587		3.2
13132008	04.4478350.6111259.8693.54.312121	19.55	0	10.566	04.806375		2.2
13172009	04.3522320.63512910.49NA3.575538	17.2	0	NA0.384	0 NA		2.6
13182009	0 4.250540.9078649.793NA3.907359	12.35	0	NA0.129	0 NA		0.2
13192007	04.0335430.4179949.675 42.865386	7.34	0	10.358	03.186059		0
13212011	0.56.4076491.1194859.365NA3.841762	20.75	0	10.648	4.51.920428		5.2
13222009	0.14.8828940.9092569.372NA3.851403	18.81	0	NA0.413	0 NA		3.5
13232007	04.3581571.0758099.6633.33.878241	20.49	0	1.70.231	2.780.853673		0.2
13242007	0.1 4.596113.0185649.8613.44.073453	17.13	0	1.30.148	1.35.680957		3.6
13252011	04.7638891.42768910.56NA4.104252	18.25	0	1 0.65	3.637.666213		12.6
13262009	04.4209520.8861159.377NA3.978725	17.44	0	NA0.198	0.15 NA		0.2
13272011	04.4043681.509319 9.01NA3.661349	12.63	0	10.355	0.25 8.13554		0.3
13282009	1.15.433435 0.612299.3773.74.294249	13.02	0	NA0.599	1.94 NA		5.6
13292008	04.2483570.6293518.0213.83.441603	13.3	0	10.388	03.759756		4.9
14372009	0.25.5868741.47499912.823.34.290504	20.77	0	1.22.176	2.421.455024		4.8
14382007	0.14.7851190.597822 113.84.568527	14.61	0	11.473	4.253.138037		0.3
14402011	04.120119 3.76049 15.4NA4.542222	8.13	0	12.642	2.251.537427		0.4
14412007	04.3036010.717614 13.15.13.305944	17.81	0	10.413	NA 10.0629		9.1
14422009	04.99166712.9859315.243.24.587827	28.1	0	13.879	2.586.189473		14.9
14432008	04.8697350.903279 14.1 43.957458	20.45	0	1.70.218	0.432.246506		6.9
14442009	0.25.2191311.93205315.473.54.036224	20.68	0	15.067	1.961.723071		0.6
14452009	25.9449911.881822 14.13.74.201624	34.35	0	20.695	3.630.998485		12.6
14462011	05.0158330.84794612.89NA3.928831	19.13	0	21.873	1.751.779439		2.3
14472008	03.9313630.412407 114.12.715242	9.2	0	2.11.027	0.137.121315		1.4
16532007	0.24.9170074.3200938.3763.63.379739	19.21	1	10.246	3.51.336106		10.5

4010 - transformerede (.t) og re-skalerede (.f) gennemsnitsværdier for stationerne

cover_2399.t	fGC	fchmax.t	Ndep.f	pH.tf	fEF	vegetations.højde.f	græsning	høslæt.fjordtype.t	dist.tf	morlag.t	slope.t	vedplanter.t	
2.19089	4.31645	2.01272	1.14640	10.98612	7.75194	1.372	0.0	0.0	2.39790	0.23654	NA	0.46013	2.82138
2.36643	4.41683	1.80794	0.96370	11.63151	7.17117	2.035	0.0	0.0	0.09531	0.10677	1.54969	0.49837	2.39790
2.07364	3.60404	0.96687	1.63930	12.23775	7.35455	1.579	0.5	0.0	0.00000	0.56577	1.20297	1.13632	1.13140
1.14018	3.36193	0.39406	1.46420	13.35001	7.92619	2.113	1.0	0.0	2.19722	0.60235	NA	0.78391	0.58779
2.21359	4.53601	0.59331	1.32350	11.63151	7.71262	1.840	0.0	0.0	0.00000	0.23061	2.29958	0.91582	0.99325
0.31623	4.01592	1.35054	1.46120	12.23775	7.05980	2.469	0.0	0.0	1.84055	0.65236	NA	0.99841	1.64866
1.30384	4.40442	1.20869	1.57920	10.98612	7.81980	2.000	0.0	0.0	2.39790	0.47201	1.51293	0.85250	1.96009
2.81069	4.27454	1.29790	1.07210	13.60977	7.79279	1.973	1.0	0.0	0.00000	0.10578	NA	1.35106	2.87356
0.44721	3.41272	0.85114	1.83740	12.80934	6.48556	1.450	0.6	0.0	1.74047	0.39350	1.23256	0.81597	0.69315
2.19089	3.67274	0.67638	1.41110	12.23775	7.26114	1.336	0.0	0.0	0.69315	0.25060	NA	0.95566	2.54945
1.48324	4.65208	1.69436	1.59230	11.31402	7.36627	2.969	0.0	0.0	0.69315	0.32656	1.38629	0.63825	3.89386
1.04881	3.76153	1.28404	1.54630	NA	6.84123	1.600	1.0	0.0	2.09186	0.28655	1.79176	0.65180	2.19722
2.28035	4.45627	1.58982	1.17350	NA	8.41842	2.438	0.0	1.0	0.00000	0.15255	2.39790	0.61835	1.96009
0.54772	4.61017	2.13099	1.41790	10.29619	7.31109	2.069	0.0	0.0	NA	0.18523	NA	NA	3.52046
2.09762	4.71480	2.23031	1.31560	11.31402	6.35507	1.804	0.0	0.0	0.00000	0.09022	1.20896	0.73426	3.59731
1.92354	3.99587	1.46109	1.50540	12.23775	7.33030	2.880	0.0	0.0	0.69315	0.38313	1.50408	1.22956	1.60944
1.70294	4.13131	1.67515	1.12640	NA	8.13147	1.875	0.9	0.0	1.38629	0.19965	NA	0.70742	2.90690
1.84391	4.43407	2.11638	1.26110	11.63151	7.67948	1.717	0.0	0.0	NA	0.13084	NA	NA	2.50144
1.14018	4.46205	1.71203	1.22260	11.63151	7.91959	2.219	0.0	0.0	NA	0.22356	NA	NA	3.43399
2.28035	3.84250	1.43646	1.55930	NA	7.57720	1.439	0.0	0.0	NA	0.53041	0.17395	NA	0.33647
2.14476	4.38774	1.77764	1.55630	NA	8.07321	2.470	0.0	0.0	1.09861	0.57599	1.98100	1.24794	2.92852
0.54772	4.61354	2.59740	1.41830	NA	6.62929	1.788	1.0	0.0	1.38629	0.47835	1.52170	2.43117	2.74727
2.28035	3.70876	1.25742	1.45510	11.63151	7.51901	2.631	0.0	0.0	1.22378	0.58298	NA	1.50804	1.84055
1.14018	4.58274	2.36129	1.47840	11.93922	7.35907	2.323	0.0	0.0	1.38629	0.31850	1.90954	1.02612	3.55820
0.83666	4.38760	1.59834	1.61490	11.31402	7.66310	2.669	0.0	0.0	NA	0.47300	2.11021	NA	0.74194
2.46982	4.46834	0.70672	1.32350	NA	8.03136	1.816	0.0	0.0	NA	0.19274	0.00000	NA	2.42480
1.89737	4.28060	0.53664	1.32350	NA	7.89262	1.410	0.0	0.0	NA	0.23937	1.38629	NA	0.83291
0.94868	4.16973	1.15732	1.61490	10.98612	7.33172	3.098	0.0	0.0	NA	0.46946	0.00000	NA	1.93152
1.84391	3.59484	0.66054	1.32550	12.23775	7.74642	2.104	0.0	0.0	NA	0.27401	1.09861	NA	2.05412
0.94868	4.08131	0.66345	1.46250	11.31402	7.20968	2.888	0.0	0.0	NA	0.66858	1.41828	NA	1.72277
0.89443	4.48519	2.13820	1.46250	13.35001	7.91935	1.988	0.0	0.3	0.00000	0.57430	2.52972	0.60184	2.62467
0.94868	3.84018	0.64302	1.48020	NA	7.95022	1.996	0.0	0.0	NA	0.67201	0.00000	NA	2.42480
1.73205	3.91296	1.86703	1.63660	12.23775	7.68951	3.800	0.0	0.0	0.09531	0.50621	1.68269	2.41726	2.96527
2.46982	3.96846	1.59624	1.85950	NA	8.16145	2.125	0.0	0.0	0.00000	0.53245	0.98208	0.69134	2.99072
1.44914	3.51122	0.94334	1.74490	11.93922	7.58022	0.780	0.0	0.0	0.00000	0.31757	1.19089	1.16219	1.45862
2.32379	4.51000	2.07029	1.47130	NA	8.11000	1.738	0.0	0.0	1.79176	0.56278	1.65823	0.44420	2.18605
1.58114	4.06856	1.56430	1.66100	NA	7.44275	2.917	0.0	0.0	0.64185	0.56447	NA	0.82535	2.35138
1.26491	3.81726	0.46279	1.64940	15.26056	7.26754	2.649	0.1	0.0	NA	0.50726	0.90016	NA	0.00000
1.04881	3.52551	0.47872	1.64950	11.31402	6.55880	3.205	0.0	0.0	0.00000	0.51622	1.14103	0.61112	0.78846
1.14018	4.14348	1.15411	1.74490	11.63151	7.10566	2.198	0.0	0.0	0.00000	0.32379	1.17865	1.59018	1.54756
0.00000	4.04786	1.11644	1.66270	NA	6.64643	3.217	0.0	0.0	0.00000	0.58529	NA	0.75418	1.43508
2.09762	5.40189	1.19207	0.98450	11.63151	7.52822	1.978	0.0	4.0	1.38629	0.05060	1.81808	1.42040	1.62924
2.40832	4.42143	1.30841	1.41640	11.63151	7.80050	1.728	0.0	0.0	0.00000	0.20177	0.00000	0.41213	1.09861
1.09545	3.19017	0.76874	1.75190	12.80934	6.80496	1.697	0.9	0.0	0.00000	0.42398	0.00000	0.99266	0.91629
1.22474	4.62156	1.56560	1.84950	12.52763	7.44234	2.179	0.0	0.3	0.33647	0.38484	1.48614	0.54976	1.38629

2140 - transformerede (_t) og re-skalerede (_f) gennemsnitsværdier for stationerne

						vegetati-							
cover_2399_t	fGC_t	fchmax_t	Ndep_t	pH_t	fEF	ons.højde_f	græsning	jordtype_t	dist_t	morlag	slope_t	vedplanter_t	
0	1.68538	0.68336	2.20805	1.16315	4.056242	1.549	0	0.69315	0.50922	0.75	1.00025	1.95019	
2.12132	1.94620	0.67060	2.14418	1.33500	4.115239	2.324	0	0	0.98208	0	0.76946	2.15176	
2.32379	1.87843	0.86867	2.14124	1.52606	3.773196	0.942	0	0	1.08924	NA	1.34809	1.75786	
0.70711	1.53101	0.46355	2.28340	1.33500	3.982311	1.444	0	0	0.35136	2	1.08153	1.25276	
0	1.51191	0.46066	2.27686	1.19392	3.683184	1.425	0	0.69315	0.21107	NA	1.26415	0.53063	
0.54772	1.55597	0.43226	2.37982	1.25276	3.718653	1.391	0.7	0.69315	0.29416	4.13	1.01375	1.10856	
0	1.43773	0.66096	2.10754	1.25276	5.036325	0.897	0	0	0.40346	3.5	1.31142	0.09531	
0	1.33068	0.73655	2.21616	1.25276	3.100758	1.118	0	0	0.30822	NA	0.87155	1.52606	
0	1.48028	0.42872	2.53266	1.33500	3.203559	1.693	0	0	0.27231	0	2.09784	2.14007	
0	1.38924	0.39164	2.28940	1.41099	2.983724	1.116	0	0	0.27155	0	2.01868	0.02956	
0	1.49667	0.57939	2.48081	1.30833	3.681980	1.73	0	0	0.32426	NA	2.50547	1.45862	
1.34164	1.66875	0.58689	2.29888	1.13140	4.330204	1.97	0	0	0.92068	2.53	0.98155	2.51770	
0	1.52565	0.44918	2.37686	1.28093	3.564732	1.881	0	0	0.30969	2.83	2.26026	1.36098	
0.77460	1.57793	0.42677	2.33146	1.36098	3.859383	2.058	0	0.69315	0.50922	NA	1.68967	1.06471	
0	1.64664	0.50951	2.59749	1.19392	4.201614	0.878	0.9	0	0.83378	4.53	1.20602	1.02962	
0	1.51096	0.44717	2.69645	1.33500	4.371199	2.068	0	0	1.04310	2.05	1.26198	0.40547	
0	1.54987	0.50361	2.24039	1.30833	3.945098	1.181	0	1.10856	0.82680	0.06	1.38570	1.75786	
0	1.53420	1.52556	2.15767	1.43508	4.480325	1.08	0.9	2.39790	0.23428	4.5	0.63447	1.36098	
0	1.55380	1.30741	2.40523	1.36098	3.803357	2.007	0	1.30833	0.43890	4.5	0.68631	1.77495	
0	1.50877	1.09470	2.30279	1.30833	3.039258	1.823	1	2.04122	0.13976	0	0.86469	0.64185	
0	1.70008	0.82609	2.43677	NA	4.239347	2.236	0	0	1.12330	0	1.05064	2.72130	
0	1.62191	0.86616	2.20651	1.16315	4.398869	2.795	0.3	NA	0.48674	1.89	NA	2.85647	
0.89443	1.60091	1.77934	2.81319	1.19392	4.668433	1.577	0	0.69315	1.57588	0.42	1.43402	1.80829	
0	1.83439	1.20990	2.55893	NA	4.219921	2.4	0	0.69315	1.12558	2.25	0.49783	3.19458	
1.00	1.71396	1.27370	2.48632	1.25276	4.537097	2.274	0	NA	1.49223	2	NA	2.31254	
0.44721	1.60397	0.88970	2.38693	1.22378	4.370259	1.398	0.2	0.69315	1.12882	0.03	1.12580	2.72130	
1.00000	1.61476	1.03350	2.58158	NA	3.942826	1.388	0	0.69315	1.11580	1.31	1.02269	0.53063	
1.41421	1.87291	0.96654	2.11614	1.25276	4.174390	1.19	0	0	0.91067	NA	0.49543	1.56862	
0.31623	1.65485	0.88256	2.31422	1.28093	4.454083	1.724	0.4	0.69315	1.04591	2.08	0.79778	2.20827	
0.54772	1.93207	0.89859	2.81319	1.33500	3.866170	2.467	0.7	NA	1.65345	NA	NA	1.93152	
1.64317	1.91852	1.14502	2.33117	NA	4.253778	1.67	0	0	1.30806	NA	0.72126	1.11514	
2.00	1.89650	0.66948	2.45032	1.25276	4.828754	1.739	0	NA	1.14422	4.33	NA	2.36085	
0	1.47882	0.74781	2.64865	1.19392	4.825794	1.381	0	NA	1.34677	0.38	NA	0.18232	
0.70711	1.55581	1.35156	2.48989	1.13140	4.285435	2.151	0	0.69315	0.85058	1.17	1.22736	2.29253	
0.54772	1.60072	1.36300	2.62329	1.16315	3.838210	1.864	0	0.69315	1.50741	2.44	0.99529	1.33500	
0.89443	1.84266	0.59940	2.66277	NA	3.779683	1.563	0	0	1.67373	1.88	0.79718	1.68640	
1.18322	1.72697	1.53038	2.71463	1.13140	4.612802	1.629	0	0.69315	1.46001	2.5	1.17682	2.43361	
2.77489	1.89594	1.39992	2.69226	1.22378	3.545264	1.375	0	0.69315	1.88768	3.03	0.56244	1.74047	
1.26491	1.84033	0.81273	2.26030	1.19392	4.515157	2.148	0	1.82455	1.08890	3.33	1.07943	2.24071	
0.63246	1.64231	0.45440	2.49766	1.22378	4.206007	1.396	0.97	0.69315	0.67600	3.16	0.62426	1.84055	
1.18322	1.61305	0.47488	2.27439	1.33500	4.117257	1.681	0	0.69315	0.69863	3.03	1.70704	1.38879	

	0	1.56943	0.89823	2.33728	1.16315	4.430556	2.721	0.6	0	0.69265	1.92	0.98003	1.75786
	0	1.46786	0.37380	2.22159	1.38629	3.405641	0.755	0	0	0.30454	0	0.89561	1.91692
	0	1.39592	0.47637	2.23826	NA	3.272603	1.661	0	NA	0.54232	0	NA	1.30833
	0	1.48120	0.65533	2.21714	1.28093	3.841963	1.535	0	0	0.43761	0	2.07664	1.43508
	0	1.49242	0.47693	2.28940	1.25276	4.312121	1.955	0	0	0.44852	0	1.75896	1.16315
	0	1.47069	0.49172	2.35004	NA	3.575538	1.72	0	NA	0.32498	0	NA	1.28093
	0	1.44705	0.64598	2.28167	NA	3.907359	1.235	0	NA	0.12133	0	NA	0.18232
	0	1.39465	0.34924	2.26955	1.38629	2.865386	0.734	0	0	0.30601	0	1.43176	0.00000
	0.70711	1.85749	0.75117	2.23698	NA	3.841762	2.075	0	0	0.49956	4.5	1.07173	1.82455
	0.31623	1.58574	0.64671	2.23773	NA	3.851403	1.881	0	NA	0.34572	0	NA	1.50408
	0	1.47205	0.73035	2.26830	1.19392	3.878241	2.049	0	0.53063	0.20783	2.78	0.61717	0.18232
	0.31623	1.52521	1.39092	2.28859	1.22378	4.073453	1.713	0	0.26236	0.13802	1.3	1.89926	1.52606
	0	1.56106	0.88694	2.35669	NA	4.104252	1.825	0	0	0.50078	3.63	2.15943	2.61007
	0	1.48636	0.63452	2.23826	NA	3.978725	1.744	0	NA	0.18065	0.15	NA	0.18232
	0	1.48260	0.92001	2.19834	NA	3.661349	1.263	0	0	0.30380	0.25	2.21217	0.26236
	1.04881	1.69257	0.47766	2.23826	1.30833	4.294249	1.302	0	NA	0.46938	1.94	NA	1.88707
	0	1.44653	0.48818	2.08206	1.33500	3.441603	1.33	0	0	0.32786	0	1.56020	1.77495
	0.44721	1.72042	0.90624	2.55093	1.19392	4.290504	2.077	0	0.18232	1.15562	2.42	0.89814	1.75786
	0.31623	1.56551	0.46864	2.39780	1.33500	4.568527	1.461	0	0	0.90543	4.25	1.42022	0.26236
	0	1.41588	1.56035	2.73404	NA	4.542222	0.813	0	0	1.29253	2.25	0.93115	0.33647
	0	1.45945	0.54094	2.57269	1.62924	3.305944	1.781	0	0	0.34572	NA	2.40360	2.31254
	0	1.60777	2.63805	2.72392	1.16315	4.587827	2.81	0	0	1.58494	2.58	1.97262	2.76632
	0	1.58304	0.64358	2.64632	1.38629	3.957458	2.045	0	0.53063	0.19721	0.43	1.17758	2.06686
	0.44721	1.65233	1.07570	2.73890	1.25276	4.036224	2.068	0	0	1.80286	1.96	1.00176	0.47000
	1.41421	1.78255	1.05842	2.64632	1.30833	4.201624	3.435	0	0.69315	0.52768	3.63	0.69239	2.61007
	0	1.61260	0.61407	2.55614	NA	3.928831	1.913	0	0.69315	1.05536	1.75	1.02225	1.19392
	0	1.36899	0.34530	2.39744	1.41099	2.715242	0.92	0	0.74194	0.70656	0.13	2.09449	0.87547
	0.44721	1.59270	1.67149	2.12537	1.28093	3.379739	1.921	1	0	0.21994	3.5	0.84849	2.44235

Appendix II - R-scripts

A1

```
# Importering af dummy-fil for 4010:
dummy_4010 <- read.csv("C:/Users/Irene/Documents/Speciale/Data/
dummy_plot_4010.csv", header = TRUE, sep = ";", dec = ".")

# Importering af dummy-fil for 2140:
dummy_2140 <- read.csv("C:/Users/Irene/Documents/Speciale/Data/
dummy_plot_2140.csv", header = TRUE, sep = ";", dec = ".")

# Importering af NOVANA-fil med abiotiske variabler og dækningsgrad af
klokkelyng:
abiotiske_cover <- read.csv("C:/Users/Irene/Documents/Speciale/Data/
abiotiske+cover.csv", header = TRUE, sep = ";", dec = ".")

# Sammenfletning. Merge abiotiske_cover med dummy for sortering i 4010:
abiotiske_cover_4010 <- merge(dummy_4010, abiotiske_cover, by="plot",
all.x=TRUE)

# Sammenfletning. Merge med dummy for sortering i 2140:
abiotiske_cover_2140 <- merge(dummy_2140, abiotiske_cover, by="plot",
all.x=TRUE)

# Fjern dummy (kolonne med 1-taller) fra filerne for 4010 og 2140:
abiotiske_cover_4010$dummy <- NULL
abiotiske_cover_2140$dummy <- NULL

# Eksportering af filerne abiotiske_cover_4010 og abiotiske_cover_2140 fra R
til .csv:
write.csv(abiotiske_cover_4010, file=" abiotiske_cover_4010.csv", row.names
=FALSE)
write.csv(abiotiske_cover_2140, file=" abiotiske_cover_2140.csv", row.names
=FALSE)

# Importering af fil med gennemsnitsværdier for hver station på 4010:
ac4010gns <- read.csv("C:/Users/Irene/Documents/Speciale/Data/
ac4010gns.csv", header = TRUE, sep = ";", dec = ".")

# ... og for 2140:
ac2140gns <- read.csv("C:/Users/Irene/Documents/Speciale/Data/
ac2140gns.csv", header = TRUE, sep = ";", dec = ".")
```

B1

```
### Tjek for normalfordeling samt transformation af ikke-normalfordelte
variable:

## 4010
# de transformerede variabler fik tildelt .t efter deres navne for ikke at blan-
de dem sammen med de
# oprindelige variabler
```



```

# cover_2399
# Histogram:
hist(ac4010gns$cover_2399)
# QQ-plot og linje:
qqnorm(ac4010gns$cover_2399)
qqline(ac4010gns$cover_2399)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(ac4010gns$cover_2399)
# Kvadratrods-transformation:
cover_2399.t <- sqrt(ac4010gns$cover_2399)
# Histogram over den utransformerede og den transformerede variabel:
win.graph(7,3) # det grafiske vindues størrelse
par(mfrow=c(1,2)) # spørg efter 1 række af 2 plots
hist(ac4010gns$cover_2399, xlab="klokkelyng", main="", cex.lab=1.5)
hist(cover_2399.t, xlab="klokkelyng.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot og linje over den utransformerede og den transformerede variabel:
win.graph(7,3) # det grafiske vindues størrelse
par(mfrow=c(1,2)) # spørg efter 1 række af 2 plots
qqnorm(ac4010gns$cover_2399, xlab="klokkelyng", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$cover_2399)
qqnorm(cover_2399.t, xlab="klokkelyng.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(cover_2399.t)
# Shapiro-wilk-test over den transformerede variable:
shapiro.test(cover_2399.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, cover_2399.t)

# fGC
# Histogram:
hist(ac4010gns$fGC)
# QQ-plot:
qqnorm(ac4010gns$fGC)
qqline(ac4010gns$fGC)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(ac4010gns$fGC)

# fchmax
hist(ac4010gns$fchmax)
qqnorm(ac4010gns$fchmax)
qqline(ac4010gns$fchmax)
shapiro.test(ac4010gns$fchmax)
# Log-transformation:
fchmax.t <- log(ac4010gns$fchmax+1)
# Histogram over data:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$fchmax, xlab="fchmax", main="", cex.lab=1.5)
hist(fchmax.t, xlab="fchmax.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$fchmax, xlab="fchmax", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$fchmax)
qqnorm(fchmax.t, xlab="fchmax.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(fchmax.t)

```

```

#Shapiro-Wilk test:
shapiro.test(fchmax.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, fchmax.t)

# Ndep
hist(ac4010gns$Ndep)
qqnorm(ac4010gns$Ndep)
qqline(ac4010gns$Ndep)
shapiro.test(ac4010gns$Ndep)

# pH
hist(ac4010gns$pH)
qqnorm(ac4010gns$pH)
qqline(ac4010gns$pH)
shapiro.test(ac4010gns$pH)
# Log-transformation:
pH.t <- log(ac4010gns$pH)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$pH, xlab="pH", main="", cex.lab=1.5)
hist(pH.t, xlab="pH.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$pH, xlab="pH", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$pH)
qqnorm(pH.t, xlab="pH.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(pH.t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(pH.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, pH.t)

# fEF
hist(ac4010gns$fEF)
qqnorm(ac4010gns$fEF)
qqline(ac4010gns$fEF)
shapiro.test(ac4010gns$fEF)

# vegetations.højde
hist(ac4010gns$vegetations.højde)
qqnorm(ac4010gns$vegetations.højde)
qqline(ac4010gns$vegetations.højde)
shapiro.test(ac4010gns$vegetations.højde)

# græsning
hist(ac4010gns$græsning)
qqnorm(ac4010gns$græsning)
qqline(ac4010gns$græsning)
shapiro.test(ac4010gns$græsning)

# høslæt
hist(ac4010gns$høslæt)
qqnorm(ac4010gns$høslæt)

```

```

qqline(ac4010gns$høslæt)
shapiro.test(ac4010gns$høslæt)

# jordtype
hist(ac4010gns$jordtype)
qqnorm(ac4010gns$jordtype)
qqline(ac4010gns$jordtype)
shapiro.test(ac4010gns$jordtype)
# Log-transformation:
jordtype.t <- log(ac4010gns$jordtype)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$jordtype, xlab="jordtype", main="", cex.lab=1.5)
hist(jordtype.t, xlab="jordtype.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$jordtype, xlab="jordtype", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$jordtype)
qqnorm(jordtype.t, xlab="jordtype.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(jordtype.t)
#Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(jordtype.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, jordtype.t)

# dist
hist(ac4010gns$dist)
qqnorm(ac4010gns$dist)
qqline(ac4010gns$dist)
shapiro.test(ac4010gns$dist)
#Kvadratrods-transformation:
dist.t <- sqrt(ac4010gns$dist)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$dist, xlab="dist", main="", cex.lab=1.5)
hist(dist.t, xlab="dist.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$dist, xlab="dist", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$dist.km)
qqnorm(dist.t, xlab="dist.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(dist.t)
#shapiro-wilk:
shapiro.test(dist.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, dist.t)

# morlag
hist(ac4010gns$morlag)
qqnorm(ac4010gns$morlag)
qqline(ac4010gns$morlag)
shapiro.test(ac4010gns$morlag)

```

```

# Log-transformation:
morlag.t <- log(ac4010gns$morlag+1)
# Histogram over data:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$morlag, xlab="morlag", main="", cex.lab=1.5)
hist(morlag.t, xlab="morlag.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$morlag, xlab="morlag", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$morlag)
qqnorm(morlag.t, xlab="morlag.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(morlag.t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(morlag.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, morlag.t)

# slope
hist(ac4010gns$slope)
qqnorm(ac4010gns$slope)
qqline(ac4010gns$slope)
shapiro.test(ac4010gns$slope)
# Log-transformation
slope.t <- log(ac4010gns$slope+1)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$slope, xlab="slope", main="", cex.lab=1.5)
hist(slope.t, xlab="slope.t", main="", cex.lab=1.5)
#QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$slope, xlab="slope", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$slope)
qqnorm(slope.t, xlab="slope.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(slope.t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(slope.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, slope.t)

# vedplanter
hist(ac4010gns$vedplanter)
qqnorm(ac4010gns$vedplanter)
qqline(ac4010gns$vedplanter)
shapiro.test(ac4010gns$vedplanter)
# Log-transformation:
vedplanter.t <- log(ac4010gns$vedplanter+1)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac4010gns$vedplanter, xlab="vedplanter", main="", cex.lab=1.5)
hist(vedplanter.t, xlab="vedplanter.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:

```

```

win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac4010gns$vedplanter, xlab="vedplanter", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac4010gns$vedplanter)
qqnorm(vedplanter.t, xlab="vedplanter.t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(vedplanter.t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(vedplanter.t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac4010gns <- cbind(ac4010gns, vedplanter.t)

##2140
# de transformerede variabler fik tildelt _t efter deres navne for ikke at blande dem sammen med de oprindelige variabler og de transformerede for 4010.

# cover_2399
# Histogram:
hist(ac2140gns$cover_2399)
# QQ-plot og linje:
qqnorm(ac2140gns$cover_2399)
qqline(ac2140gns$cover_2399)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(ac2140gns$cover_2399)
# Kvadratrods-transformation:
cover_2399_t <- sqrt(ac2140gns$cover_2399)
# Histogram over den utransformerede og den transformerede variabel:
win.graph(7,3) # det grafiske vindues størrelse
par(mfrow=c(1,2)) # spørg efter 1 række af 2 plots
hist(ac2140gns$cover_2399, xlab="klokkelyng", main="", cex.lab=1.5)
hist(cover_2399_t, xlab="klokkelyng_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot og linje over den utransformerede og den transformerede variabel:
win.graph(7,3) # det grafiske vindues størrelse
par(mfrow=c(1,2)) # spørg efter 1 række af 2 plots
qqnorm(ac2140gns$cover_2399, xlab="klokkelyng", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$cover_2399)
qqnorm(cover_2399_t, xlab="klokkelyng_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(cover_2399_t)
#Shapiro-wilk-test over den transformerede variabel:
shapiro.test(cover_2399_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac4010gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, cover_2399_t)

# fGC
hist(ac2140gns$fGC)
qqnorm(ac2140gns$fGC)
qqline(ac2140gns$fGC)
shapiro.test(ac2140gns$fGC)
fGC_t <- log(ac2140gns$fGC)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$fGC, xlab="fGC", main="", cex.lab=1.5)
hist(fGC_t, xlab="fGC_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:

```

```

win.graph(7,3) # det grafiske vindues størrelse
par(mfrow=c(1,2)) # spørg efter 1 række af 2 plots
qqnorm(ac2140gns$fGC, xlab="fGC", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$fGC)
qqnorm(fGC_t, xlab="fGC_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(fGC_t)
#Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(fGC_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, fGC_t)

# fchmax
hist(ac2140gns$fchmax)
qqnorm(ac2140gns$fchmax)
qqline(ac2140gns$fchmax)
shapiro.test(ac2140gns$fchmax)
#Log-transformation:
fchmax_t <- log(ac2140gns$fchmax+1)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$fchmax, xlab="fchmax", main="", cex.lab=1.5)
hist(fchmax_t, xlab="fchmax_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$fchmax, xlab="fchmax", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$fchmax)
qqnorm(fchmax_t, xlab="fchmax_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(fchmax_t)
#Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(fchmax_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, fchmax_t)

# Ndep:
hist(ac2140gns$Ndep)
qqnorm(ac2140gns$Ndep)
qqline(ac2140gns$Ndep)
shapiro.test(ac2140gns$Ndep)
# Log-transformation:
Ndep_t <- log(ac2140gns$Ndep)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$Ndep, xlab="Ndep", main="", cex.lab=1.5)
hist(Ndep_t, xlab="Ndep.t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$Ndep, xlab="Ndep", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$Ndep)
qqnorm(Ndep_t, xlab="Ndep_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(Ndep_t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(Ndep_t)

```

```

# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, Ndep_t)

# pH
hist(ac2140gns$pH)
qqnorm(ac2140gns$pH)
qqline(ac2140gns$pH)
shapiro.test(ac2140gns$pH)
# Log-transformation:
pH_t <- log(ac2140gns$pH)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$pH, xlab="pH", main="", cex.lab=1.5)
hist(pH_t, xlab="pH_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$pH, xlab="pH", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$pH)
qqnorm(pH_t, xlab="pH_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(pH_t)
#Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(pH_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, pH_t)

# fEF
hist(ac2140gns$fEF)
qqnorm(ac2140gns$fEF)
qqline(ac2140gns$fEF)
shapiro.test(ac2140gns$fEF)

# vegetations.højde
hist(ac2140gns$vegetations.højde)
qqnorm(ac2140gns$vegetations.højde)
qqline(ac2140gns$vegetations.højde)
shapiro.test(ac2140gns$vegetations.højde)

# græsning
hist(ac2140gns$græsning)
qqnorm(ac2140gns$græsning)
qqline(ac2140gns$græsning)
shapiro.test(ac2140gns$græsning)

# jordtype
hist(ac2140gns$jordtype)
qqnorm(ac2140gns$jordtype)
qqline(ac2140gns$jordtype)
shapiro.test(ac2140gns$jordtype)
# Log-transformation:
jordtype_t <- log(ac2140gns$jordtype)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$jordtype, xlab="jordtype", main="", cex.lab=1.5)

```

```

hist(jordtype_t, xlab="jordtype_2", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$jordtype, xlab="jordtype", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$jordtype)
qqnorm(jordtype_t, xlab="jordtype_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(jordtype_t)
#Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(jordtype_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, jordtype_t)

# dist
hist(ac2140gns$dist)
qqnorm(ac2140gns$dist)
qqline(ac2140gns$dist)
shapiro.test(ac2140gns$dist)
# Log-transformation:
dist_t <- log(ac2140gns$dist+1)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$dist, xlab="dist", main="", cex.lab=1.5)
hist(dist_t, xlab="dist_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$dist, xlab="dist", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$dist)
qqnorm(dist_t, xlab="dist_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(dist_t)
#Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(dist_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, dist_t)

# morlag
hist(ac2140gns$morlag)
qqnorm(ac2140gns$morlag)
qqline(ac2140gns$morlag)
shapiro.test(ac2140gns$morlag)

# slope
hist(ac2140gns$slope)
qqnorm(ac2140gns$slope)
qqline(ac2140gns$slope)
shapiro.test(ac2140gns$slope)
# Log-transformation:
slope_t <- log(ac2140gns$slope+1)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$slope, xlab="slope", main="", cex.lab=1.5)
hist(slope_t, xlab="slope_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:

```



```

win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$slope, xlab="slope", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$slope)
qqnorm(slope_t, xlab="slope_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(slope_t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(slope_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, slope_t)

# vedplanter
hist(ac2140gns$vedplanter)
qqnorm(ac2140gns$vedplanter)
qqline(ac2140gns$vedplanter)
shapiro.test(ac2140gns$vedplanter)
# Log-transformation:
vedplanter_t <- log(ac2140gns$vedplanter+1)
# Histogram:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
hist(ac2140gns$vedplanter, xlab="vedplanter", main="", cex.lab=1.5)
hist(vedplanter_t, xlab="vedplanter_t", main="", cex.lab=1.5)
# QQ-plot:
win.graph(7,3)
par(mfrow=c(1,2))
qqnorm(ac2140gns$vedplanter, xlab="vedplanter", main="", cex.lab=1.5)
qqline(ac2140gns$vedplanter)
qqnorm(ved_t, xlab="vedplanter_t", main="", cex.lab=1.5)
qqline(vedplanter_t)
# Shapiro-Wilk-test:
shapiro.test(vedplanter_t)
# Den transformerede variabel tilføjes til datasættet ac2140gns:
ac2140gns <- cbind(ac2140gns, vedplanter_t)

```

C1

```

# lavaan åbnes:
library(lavaan)

# Specifikation af den indledende model ("mod4010") inkluderende de
# transformerede variabler
# metoden til håndtering af manglende data er listwise deletion (default):
mod4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep + pH.t + fEF + vegetations.højde + jordtype.t +
dist.t
fGC ~ Ndep + fEF + græsning
vegetations.højde ~ græsning + høslæt'
# modellen fittes:
mod4010.fit <- sem(mod4010, data=ac4010gns)
# Resultater: ("stand=T" viser de standardiserede parameterestimater)
summary(mod4010.fit, stand=T)
# For at få RMSEA for den fittede model:
fitMeasures(mod4010.fit, "rmsea")

```

C2

For at se om nogle af variablerne, der indgår i den indledende model, skal re-skaleres:

```
varTable(mod4010.fit)
```

Re-skalering af Ndep i datasættet ac4010gns:

```
Ndep.f <- (ac4010gns$Ndep) / 10
```

Re-skalering af pH.t:

```
pH.tf <- (ac4010gns$pH.t)*10
```

Re-skalering af vegetations.højde:

```
vegetations.højde.f <- (ac4010gns$vegetations.højde) / 10
```

Re-skalering af høslæt:

```
høslæt.f <- (ac4010gns$høslæt)*10
```

Re-skalering af dist.t:

```
dist.tf <- (ac4010gns$dist.t) / 10
```

C3

Ny dataframe med de transformerede variabler og re-skalerede variabler:

Først attaches ac4010gns for at kunne få data fra denne:

```
attach(ac4010gns)
```

Ny data-frame:

```
trans4010 <- data.frame(cover_2399.t, fGC, fchmax.t, Ndep.f, pH.tf, fEF, vegetations.højde.f, græsning, høslæt.f, jordtype.t, dist.tf, morlag.t, slope.t, vedplanter.t)
```

ac4010gns detaches:

```
detach(ac4010gns)
```

C4

Model inkluderende re-skalerede og transformerede variable:

```
mod4010 <- '
```

```
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t + dist.tf
```

```
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning
```

```
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f'
```

```
mod4010.fit <- sem(mod4010, data=trans4010)
```

```
summary(mod4010.fit, stand=T)
```

```
fitMeasures(mod4010.fit, "rmsea")
```

C5

Metoder til håndtering af manglende data:

MLR:

Til den fittede model mod4010.fit tilføjes estimator="mlr".

```
mod.mlr.4010.fit <- sem(mod4010, data=trans4010, estimator="mlr")
```

For at få robust RMSEA tilføjes fit.measures=T:

```
summary(mod.mlr.4010.fit, stand=T, fit.measures=T)
```

```
# FIML:
# Til den fittede model mod4010.fit tilføjes missing="ml".
mod.ml.4010.fit <- sem(mod4010,data=trans4010, missing="ml")
summary(mod.ml.4010.fit, stand=T)
fitMeasures(mod.ml.4010.fit, "rmsea")

# MI:
# funktionen "runMI" fra pakken "semTools" anvendes til analysen.
library(semTools)
# Pakken "mice" (fun="mice") anvendes til imputationen. Der køres 5 im-
putationer (m=5).
mod4010.out <- runMI(mod4010, data=trans4010, m=5, chi="lmrr", miPack-
age="mice", fun="sem")
summary(mod4010.out, stand=T)
fitMeasures(mod4010.out, "rmsea")
```

C6

```
# Indledende model, hvor konkurrence indgår som latent variabel (k):
# Effektindikatorerne for k er specificeret med =~
modk.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf
k ~ Ndep.f + fEF + græsning
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
modk.4010.fit <- sem(modk.4010, data=trans4010)
summary(modk.4010.fit, stand=T)
fitMeasures(modk.4010.fit, "rmsea")

# For at undersøge, om fchmax også skal re-skaleres, anvendes varTable til
at teste den fittede model
# modk.4010.fit:
varTable(modk.4010.fit)
```

C7

Tests af yderligere hypoteser:

C7.a

```
## fEF ~ morlag tilføjes:
# Listwise deletion:
mod2.mor.4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
fEF ~ morlag.t'
mod2.mor.4010.fit <- sem(mod2.mor.4010, data=trans4010)
summary(mod2.mor.4010.fit, stand=T)
# anova-test. Modellen mod2.mor.4010 sammenholdes med den model, va-
riablen er føjet til, mod4010:
anova(mod2.mor.4010.fit, mod4010.fit)
```

```
# FIML:
mod2.mor.ml.4010.fit <-sem(mod2.mor.4010, data=trans4010, missing="ml")
summary(mod2.mor.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.mor.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# konkurrence latent:
mod2k.mor.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf
k ~ Ndep.f + fEF + græsning
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
fEF ~ morlag.t'
mod2k.mor.4010.fit <- sem(mod2k.mor.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.mor.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.mor.4010.fit, modk.4010.fit)
```

C7.b

```
## slope ~ fEF tilføjes:
# Listwise deletion:
mod2.slope.4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
fEF ~ slope.t'
mod2.slope.4010.fit <-sem(mod2.slope.4010,data=trans4010)
summary(mod2.slope.4010.fit, stand=T )
anova(mod2.slope.4010.fit, mod4010.fit)

# FIML:
mod2.slope.ml.4010.fit <-sem(mod2.slope.4010, data=trans4010, miss-
ing="ml")
summary(mod2.slope.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.slope.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# konkurrence latent:
mod2k.slope.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf
k ~ Ndep.f + fEF + græsning
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
fEF ~ slope.t'
mod2k.slope.4010.fit <- sem(mod2k.slope.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.slope.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.slope.4010.fit, modk.4010.fit)
```

C7.c

```
## cover_2399 ~ slope tilføjes
# Listwise deletion:
mod2.sl.4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf + slope.t
```

```

fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2.sl.4010.fit <-sem(mod2.sl.4010, data=trans4010)
summary(mod2.sl.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.sl.4010.fit, mod4010.fit)

# FIML:
mod2.sl.ml.4010.fit <-sem(mod2.sl.4010, data=trans4010, missing="ml")
summary(mod2.sl.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.sl.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# konkurrence latent:
mod2k.sl.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf + slope.t
k ~ Ndep.f + fEF + græsning
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2k.sl.4010.fit <- sem(mod2k.sl.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.sl.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.sl.4010.fit, modk.4010.fit)

```

C7.d

```

## cover_2399 ~ vedplanter tilføjes:
# Listwise deletion:
mod2.ved.4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf + vedplanter.t
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2.ved.4010.fit <-sem(mod2.ved.4010,data=trans4010)
summary(mod2.ved.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.ved.4010.fit, mod4010.fit)

# FIML:
mod2.ved.ml.4010.fit <-sem(mod2.ved.4010,data=trans4010, missing="ml")
summary(mod2.ved.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.ved.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# Konkurrence latent:
mod2k.ved.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf + vedplanter.t
k ~ Ndep.f + fEF + græsning
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2k.ved.4010.fit <- sem(mod2k.ved.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.ved.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.ved.4010.fit, modk.4010.fit)

```

C7.e

```

## cover_2399 ~ græsning tilføjes:
# Listwise deletion:
mod2.gr.4010 <- '

```

```

cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf + græsning
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2.gr.4010.fit <-sem(mod2.gr.4010,data=trans4010)
summary(mod2.gr.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.gr.4010.fit, mod4010.fit)

# FIML:
mod2.gr.ml.4010.fit <-sem(mod2.gr.4010,data=trans4010, missing="ml")
summary(mod2.gr.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.gr.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# Konkurrence latent:
mod2k.gr.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf + græsning
k ~ Ndep.f + fEF + græsning
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2k.gr.4010.fit <- sem(mod2k.gr.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.gr.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.gr.4010.fit, modk.4010.fit)

```

C7.f

```

## fGC ~ pH tilføjes:
# Listwise deletion:
mod2.pH.4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf + pH.tf
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning + pH.tf
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2.pH.4010.fit <-sem(mod2.pH.4010,data=trans4010)
summary(mod2.pH.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.pH.4010.fit, mod4010.fit)

# FIML
mod2.pH.ml.4010.fit <-sem(mod2.pH.4010,data=trans4010, missing="ml")
summary(mod2.pH.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.pH.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# Konkurrence latent. k ~ pH tilføjes:
mod2k.pH.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf
k ~ Ndep.f + fEF + græsning + pH.tf
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f
mod2k.pH.4010.fit <- sem(mod2k.pH.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.pH.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.pH.4010.fit, modk.4010.fit)

```

C7.g

```
## fGC ~ dist tilføjes:
# Listwise deletion:
mod2.dist.4010 <- '
cover_2399.t ~ fGC + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t
+ dist.tf
fGC ~ Ndep.f + fEF + græsning + dist.tf
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f'
mod2.dist.4010.fit <- sem(mod2.dist.4010, data=trans4010)
summary(mod2.dist.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.dist.4010.fit, mod4010.fit)

# FIML:
mod2.dist.ml.4010.fit <- sem(mod2.dist.4010, data=trans4010, missing="ml")
summary(mod2.dist.ml.4010.fit, stand=T)
anova(mod2.dist.ml.4010.fit, mod.ml.4010.fit)

# Konkurrence latent. k ~ dist tilføjes:
mod2k.dist.4010 <- '
cover_2399.t ~ k + Ndep.f + pH.tf + fEF + vegetations.højde.f + jordtype.t +
dist.tf
k ~ Ndep.f + fEF + græsning + dist.tf
k =~ fGC + fchmax.t + vegetations.højde.f
vegetations.højde.f ~ græsning + høslæt.f'
mod2k.dist.4010.fit <- sem(mod2k.dist.4010, data=trans4010)
summary(mod2k.dist.4010.fit, stand=T)
anova(mod2k.dist.4010.fit, modk.4010.fit)
```

C8

Sammenligning med klithede

```
# Indledende model testet på 2140-data:
mod2140 <- '
cover_2399_t ~ Ndep_t + dist_t + fEF + pH_t + jordtype_t + vegetati-
ons.højde + fGC_t
fGC_t ~ fEF + græsning + Ndep_t
vegetations.højde ~ græsning'
mod2140.fit <- sem(mod2140, data=ac2140gns)
summary(mod2140.fit, stand=T)
```

Skal nogle af variablerne re-skaleres?

```
varTable(mod2140.fit)
```

```
# Re-skalering af vegetations.højde trans2140:
vegetations.højde_f <- (ac2140gns$vegetations.højde)/10
```

```
# Re-skalering af morlag i trans4210
morlag_f <- (ac2140gns$morlag)/10
```

```
## Ny dataframe med de transformerede variable og re-skalerede variabler:
# Først attaches ac2140gns for at kunne få data fra denne:
attach(ac2140gns)
# Ny data-frame:
```

```

trans2140 <- data.frame(cover_2399_t, fGC_t, fchmax_t, Ndep_t, pH_t, fEF,
vegetations.højde_f, græsning, jordtype_t, dist_t, morlag, slope_t, vedplant-
er_t)
# ac2140gns detaches:
detach(ac2140gns)

## Test af model med forskellige metoder til håndtering af manglende vær-
dier på data fra 2140:
# Indledende model inklusiv re-skalerede og transformerede variabler:
mod2140 <- '
cover_2399_t ~ Ndep_t + dist_t + fEF + pH_t + jordtype_t + vegetati-
ons.højde_f + fGC_t
fGC_t ~ fEF + græsning + Ndep_t
vegetations.højde_f ~ græsning'
mod2140.fit <- sem(mod2140, data=trans2140)
summary(mod2140.fit, stand=T)
# RMSEA:
fitMeasures(mod2140.fit, "rmsea")

# MLR:
mod.mlr.2140.fit <- sem(mod2140, data=trans2140, estimator="mlr")
summary(mod.mlr.2140.fit, stand=T, fit.measures=T) #fit.measures for at få
den robuste RMSEA-værdi.

# FIML:
mod.ml.2140.fit <- sem(mod2140, data=trans2140, missing="ml")
summary(mod.ml.2140.fit, stand=T)
fitMeasures(mod.ml.2140.fit, "rmsea")

# MI:
mod2140.out <- runMI(mod2140, data=trans2140, m=5, chi="lmrr", miPack-
age="mice", fun="sem")
summary(mod2140.out, stand=T)
fitMeasures(mod.ml.2140.fit, "rmsea")

```


Appendix III - resultater fra lavaan

Udskrifter af resultater fra lavaan. Koderne C4-C8 svarer til dem for scriptsene i appendix II.

C4

Listwise deletion:

lavaan (0.5-16) converged normally after 31 iterations

Number of observations	Used 24	Total 45
Estimator	ML	
Minimum Function Test Statistic	20.107	
Degrees of freedom	12	
P-value (Chi-square)	0.065	

Parameter estimates:

Information				Expected		
Standard Errors				Standard		
	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
fgc	-0.550	0.157	-3.512	0.000	-0.550	-0.419
Ndep.f	-1.272	0.401	-3.176	0.001	-1.272	-0.446
pH.tf	-0.247	0.106	-2.341	0.019	-0.247	-0.255
fEF	0.644	0.163	3.958	0.000	0.644	0.407
vegetations.h	0.104	0.100	1.046	0.296	0.104	0.097
jordtype.t	-0.246	0.084	-2.916	0.004	-0.246	-0.300
dist.tf	-1.882	0.527	-3.570	0.000	-1.882	-0.468
fgc ~						
Ndep.f	-1.033	0.324	-3.191	0.001	-1.033	-0.476
fEF	0.129	0.179	0.722	0.470	0.129	0.107
græsning	-0.724	0.225	-3.225	0.001	-0.724	-0.463
vegetations.højde.f ~						
græsning	-0.420	0.382	-1.097	0.272	-0.420	-0.220
høslæt.f	-0.053	0.162	-0.325	0.745	-0.053	-0.065
Variances:						
cover_2399.t	0.097	0.028			0.097	0.200
fgc	0.138	0.040			0.138	0.492
vgttns.højde.f	0.397	0.115			0.397	0.951

rmsea
0.168

C5

MLR: (fit.measures=T (appendix II C5) giver diverse test-statistikker, men kun den for RMSEA er vist her)
lavaan (0.5-16) converged normally after 44 iterations

Number of observations	Used 24	Total 45
Estimator	ML	Robust
Minimum Function Test Statistic	20.107	26.045
Degrees of freedom	12	12
P-value (Chi-square)	0.065	0.011
Scaling correction factor for the Yuan-Bentler correction		0.772

Root Mean Square Error of Approximation:

RMSEA	0.168	0.221
90 Percent Confidence Interval	0.000 0.292	0.084 0.354
P-value RMSEA <= 0.05	0.089	0.029

Parameter estimates:

Information	Observed					
Standard Errors	Robust.huber.white					
	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
fgc	-0.550	0.183	-3.010	0.003	-0.550	-0.419
Ndep.f	-1.272	0.427	-2.979	0.003	-1.272	-0.446
pH.tf	-0.247	0.096	-2.581	0.010	-0.247	-0.255
fEF	0.644	0.164	3.924	0.000	0.644	0.407
vegetations.h	0.104	0.133	0.784	0.433	0.104	0.097
jordtype.t	-0.246	0.088	-2.803	0.005	-0.246	-0.300
dist.tf	-1.882	0.895	-2.103	0.035	-1.882	-0.468
fgc ~						
Ndep.f	-1.033	0.397	-2.602	0.009	-1.033	-0.476
fEF	0.129	0.163	0.794	0.427	0.129	0.107
græsning	-0.724	0.160	-4.512	0.000	-0.724	-0.463
vegetations.højde.f ~						
græsning	-0.420	0.249	-1.684	0.092	-0.420	-0.220
høslæt.f	-0.053	0.047	-1.111	0.267	-0.053	-0.065
Intercepts:						
cover_2399.t	4.645	2.200	2.111	0.035	4.645	6.670
fgc	4.814	1.581	3.046	0.002	4.814	9.083
vgttns.højde.f	2.177	0.167	13.061	0.000	2.177	3.369
Variances:						
cover_2399.t	0.097	0.026			0.097	0.200
fgc	0.138	0.031			0.138	0.492
vgttns.højde.f	0.397	0.131			0.397	0.951

FIML:

lavaan (0.5-16) converged normally after 44 iterations

Number of observations	45
Number of missing patterns	4
Estimator	ML
Minimum Function Test Statistic	22.005
Degrees of freedom	12
P-value (Chi-square)	0.037

Parameter estimates:

Information	Observed					
Standard Errors	Standard					
	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
fGC	-0.225	0.199	-1.131	0.258	-0.225	-0.149
Ndep.f	-0.957	0.474	-2.019	0.044	-0.957	-0.316
pH.tf	-0.185	0.107	-1.725	0.085	-0.185	-0.253
fEF	0.640	0.152	4.213	0.000	0.640	0.469
vegetations.h	-0.187	0.134	-1.394	0.163	-0.187	-0.169
jordtype.t	-0.329	0.102	-3.217	0.001	-0.329	-0.460
dist.tf	-0.425	0.639	-0.665	0.506	-0.425	-0.114
fGC ~						
Ndep.f	-1.006	0.253	-3.977	0.000	-1.006	-0.500
fEF	-0.003	0.116	-0.030	0.976	-0.003	-0.004
græsning	-0.457	0.159	-2.883	0.004	-0.457	-0.353
vegetations.højde.f ~						
græsning	-0.479	0.254	-1.882	0.060	-0.479	-0.271
høslæt.f	-0.051	0.142	-0.357	0.721	-0.051	-0.051
Intercepts:						
cover_2399.t	2.182	2.362	0.924	0.356	2.182	3.306
fGC	5.730	1.053	5.439	0.000	5.730	13.076
vgtns.højde.f	2.227	0.097	23.018	0.000	2.227	3.731
Variances:						
cover_2399.t	0.197	0.046			0.197	0.452
fGC	0.123	0.026			0.123	0.641
vgtns.højde.f	0.330	0.070			0.330	0.926

rmsea
0.136

MI:

lavaan (0.5-16) converged normally after 5 iterations

Number of observations	45
Estimator	ML
Minimum Function Test Statistic	21.020
Degrees of freedom	12
P-value (Chi-square)	0.056

Parameter estimates:

Information	Expected					
Standard Errors	Standard					
	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	std.lv	std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
fGC	-0.201	0.197	-1.019	0.308	-0.201	-0.133
Ndep.f	-0.774	0.500	-1.548	0.122	-0.774	-0.255
pH.tf	-0.047	0.143	-0.329	0.742	-0.047	-0.072
fEF	0.617	0.160	3.853	0.000	0.617	0.452
vegetations.h	-0.129	0.121	-1.067	0.286	-0.129	-0.117
jordtype.t	-0.255	0.109	-2.347	0.019	-0.255	-0.317
dist.tf	-0.839	0.576	-1.457	0.145	-0.839	-0.225
fGC ~						
Ndep.f	-1.006	0.253	-3.977	0.000	-1.006	-0.500
fEF	-0.003	0.116	-0.030	0.976	-0.003	-0.004
græsning	-0.457	0.159	-2.883	0.004	-0.457	-0.353
vegetations.højde.f ~						
græsning	-0.479	0.254	-1.882	0.060	-0.479	-0.271
høslæt.f	-0.051	0.142	-0.357	0.721	-0.051	-0.051
Variances:						
cover_2399.t	0.216	0.047			0.216	0.495
fGC	0.123	0.026			0.123	0.641
vgttns.højde.f	0.330	0.070			0.330	0.926

rmsea
0.168

C6

Indledende model med konkurrence som latent variabel:

lavaan (0.5-16) converged normally after 39 iterations

Number of observations	Used 24	Total 45
------------------------	------------	-------------

Estimator	ML
Minimum Function Test Statistic	30.378
Degrees of freedom	19
P-value (Chi-square)	0.047

Parameter estimates:

Information	Expected
Standard Errors	Standard

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	std.lv	std.all
Latent variables:						
k =~						
fgc	1.000				0.503	0.948
fchmax.t	0.657	0.209	3.142	0.002	0.331	0.604
vegetations.h	0.015	0.335	0.044	0.965	0.007	0.011

Regressions:

cover_2399.t ~						
k	-0.641	0.258	-2.487	0.013	-0.322	-0.468
Ndep.f	-1.398	0.451	-3.096	0.002	-1.398	-0.495
pH.tf	-0.275	0.119	-2.304	0.021	-0.275	-0.286
fEF	0.654	0.169	3.870	0.000	0.654	0.418
vegetations.h	0.106	0.101	1.055	0.292	0.106	0.099
jordtype.t	-0.256	0.085	-3.005	0.003	-0.256	-0.315
dist.tf	-1.784	0.527	-3.383	0.001	-1.784	-0.448
k ~						
Ndep.f	-1.018	0.319	-3.188	0.001	-2.025	-0.495
fEF	0.123	0.177	0.694	0.487	0.244	0.107
græsning	-0.753	0.221	-3.399	0.001	-1.497	-0.507
vegetations.højde.f ~						
græsning	-0.409	0.460	-0.889	0.374	-0.409	-0.214
høslæt.f	-0.057	0.168	-0.337	0.736	-0.057	-0.070

Variances:

fgc	0.028	0.043			0.028	0.100
fchmax.t	0.190	0.059			0.190	0.635
vegetations.h	0.397	0.115			0.397	0.950
cover_2399.t	0.088	0.032			0.088	0.184
k	0.108	0.054			0.426	0.426

rmsea
0.158

I det følgende, hvor de yderligere hypoteser testes, vises kun estimerne for regressionen med den tilføjede variabel og / eller forbindelse, da det i sammenhængen kun er interessant om denne er signifikant eller ej. Desuden vises resultaterne fra anova-testen.

C7.a

fEF ~ morlag tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fEF ~						
morlag.t	0.269	0.164	1.640	0.101	0.269	0.360

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107			
mod2.mor.4010.fit	21	199.63	214.76	26.005	5.8984	9	0.75

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fEF ~						
morlag.t	0.105	0.110	0.950	0.342	0.105	0.152

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005			
mod2.mor.ml.4010.fit	21	533.22	571.16	35.142	13.138	9	0.1565

Konkurrence latent:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fEF ~						
morlag.t	0.269	0.164	1.640	0.101	0.269	0.360

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378			
mod2k.mor.4010.fit	29	230.06	248.76	39.323	8.9454	10	0.5373

C7.b

slope ~ fEF tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fEF ~						
slope.t	0.114	0.201	0.568	0.570	0.114	0.115

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107			
mod2.slope.4010.fit	21	294.95	314.97	36.134	16.027	9	0.06633

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fEF ~						

slope.t	-0.167	0.147	-1.137	0.255	-0.167	-0.178
---------	--------	-------	--------	-------	--------	--------

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005			
mod2.slope.ml.4010.fit	21	507.77	545.71	34.397	12.392	9	0.1921

Konkurrence latent:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
FEF ~						
slope.t	0.114	0.201	0.568	0.570	0.114	0.115

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378			
mod2k.slope.4010.fit	29	331.80	356.54	48.267	17.89	10	0.05686 .

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

C7.c

cover_2399 ~ slope tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
slope.t	0.130	0.147	0.886	0.376	0.130	0.085

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107			
mod2.sl.4010.fit	14	286.48	305.33	29.665	9.5578	2	0.008405 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
slope.t	0.313	0.167	1.873	0.061	0.313	0.243

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005			
mod2.sl.ml.4010.fit	14	492.91	527.24	23.536	1.5318	2	0.4649

Konkurrence latent:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
slope.t	0.136	0.146	0.931	0.352	0.136	0.089

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378			
mod2k.sl.4010.fit	22	323.27	346.83	41.737	11.359	3	0.009935 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

C7.d

cover_2399 ~ vedplanter tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
vedplanter.t	0.034	0.073	0.458	0.647	0.034	0.046

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)				
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107							
mod2.ved.4010.fit	14	317.79	336.64	26.538	6.4311	2	0.04013 *				

Signif. codes:	0	'***'	0.001	'**'	0.01	'*'	0.05	'.'	0.1	' '	1

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
vedplanter.t	0.057	0.086	0.659	0.510	0.057	0.082

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005			
mod2.ved.ml.4010.fit	14	564.75	599.08	32.768	10.763	2	0.0046 **

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1							

Konkurrence latent:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
vedplanter.t	0.074	0.073	1.012	0.311	0.074	0.103

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378			
mod2k.ved.4010.fit	22	354.15	377.71	49.081	18.703	3	0.0003149 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1							

C7.e

cover_2399 ~ græsning tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
græsning	0.317	0.303	1.047	0.295	0.317	0.157

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2.gr.4010.fit	11	260.95	279.80	19.155			
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107	0.95146	1	0.3293

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
græsning	0.141	0.327	0.430	0.667	0.141	0.072

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2.gr.ml.4010.fit	11	454.29	488.61	21.822			
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005	0.1829	1	0.6689

Konkurrence latent:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399.t ~						
græsning	0.313	0.338	0.926	0.355	0.313	0.155

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2k.gr.4010.fit	18	298.13	321.70	29.756			
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378	0.62218	1	0.4302

C7.f

fGC ~ pH tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fGC ~						
pH.tf	0.031	0.156	0.198	0.843	0.031	0.042

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2.pH.4010.fit	11	261.86	280.71	20.068			
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107	0.039183	1	0.8431

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fGC ~						
pH.tf	-0.070	0.070	-0.997	0.319	-0.070	-0.145

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2.pH.ml.4010.fit	11	453.49	487.82	21.026			
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005	0.97841	1	0.3226

Konkurrence latent. k ~ pH tilføjes:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
k ~						
pH.tf	0.062	0.153	0.409	0.683	0.125	0.090

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2k.pH.4010.fit	18	298.60	322.16	30.221			
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378	0.15689	1	0.692

C7.g

fGC ~ dist tilføjes:

Listwise deletion:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fGC ~						
dist.tf	-1.253	0.512	-2.449	0.014	-1.253	-0.409

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2.dist.4010.fit	11	256.55	275.40	14.753			
mod4010.fit	12	259.90	277.57	20.107	5.3536	1	0.02068 *

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

FIML:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
fgc ~						
dist.tf	-0.617	0.373	-1.655	0.098	-0.617	-0.250

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2.dist.ml.4010.fit	11	451.81	486.14	19.344			
mod.ml.4010.fit	12	452.47	484.99	22.005	2.6604	1	0.1029

Konkurrence latent. k ~ dist tilføjes:

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
k ~						
dist.tf	-1.228	0.510	-2.410	0.016	-2.373	-0.411

Chi Square Difference Test

	Df	AIC	BIC	Chisq	Chisq diff	Df diff	Pr(>Chisq)
mod2k.dist.4010.fit	18	293.67	317.23	25.290			
modk.4010.fit	19	296.76	319.14	30.378	5.0874	1	0.0241 *

 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

C8

Model testet på 2140-data:

Listwise deletion:

lavaan (0.5-16) converged normally after 36 iterations

	Used	Total
Number of observations	48	69

Estimator	ML
Minimum Function Test Statistic	43.865
Degrees of freedom	10
P-value (Chi-square)	0.000

Parameter estimates:

Information	Expected
Standard Errors	Standard

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399_t ~						
Ndep_t	-0.330	0.303	-1.091	0.275	-0.330	-0.101
dist_t	0.297	0.140	2.124	0.034	0.297	0.218
fEF	-0.236	0.122	-1.934	0.053	-0.236	-0.192
pH_t	0.477	0.558	0.855	0.393	0.477	0.076
jordtype_t	-0.050	0.087	-0.573	0.567	-0.050	-0.044
vegetations.h	-0.057	0.091	-0.624	0.533	-0.057	-0.048
fGC_t	4.059	0.392	10.355	0.000	4.059	0.882
fGC_t ~						
fEF	0.112	0.035	3.181	0.001	0.112	0.421
græsning	0.002	0.058	0.035	0.972	0.002	0.005
Ndep_t	0.037	0.094	0.389	0.697	0.037	0.052
vegetations.højde_f ~						
græsning	-0.146	0.248	-0.589	0.556	-0.146	-0.085

Variances:						
cover_2399_t	0.114	0.023			0.114	0.283
fGC_t	0.015	0.003			0.015	0.812
vgttns.højde_f	0.287	0.059			0.287	0.993

rmsea
0.266

MLR:

lavaan (0.5-16) converged normally after 48 iterations

Number of observations	Used 48	Total 69
Estimator	ML	Robust
Minimum Function Test Statistic	43.865	40.728
Degrees of freedom	10	10
P-value (Chi-square)	0.000	0.000
Scaling correction factor for the Yuan-Bentler correction		1.077

Root Mean Square Error of Approximation:

RMSEA		0.266	0.253
90 Percent Confidence Interval	0.188	0.348	0.178 0.333
P-value RMSEA <= 0.05		0.000	0.000

Parameter estimates:

Information	Observed					
Standard Errors	Robust.huber.white					
	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	std.lv	std.all
Regressions:						
cover_2399_t ~						
Ndep_t	-0.330	0.380	-0.869	0.385	-0.330	-0.101
dist_t	0.297	0.199	1.492	0.136	0.297	0.218
fEF	-0.236	0.115	-2.060	0.039	-0.236	-0.192
pH_t	0.477	0.565	0.844	0.398	0.477	0.076
jordtype_t	-0.050	0.063	-0.795	0.427	-0.050	-0.044
vegetations.h	-0.057	0.139	-0.408	0.683	-0.057	-0.048
fGC_t	4.059	0.596	6.809	0.000	4.059	0.882
fGC_t ~						
fEF	0.112	0.039	2.875	0.004	0.112	0.421
græsning	0.002	0.037	0.055	0.956	0.002	0.005
Ndep_t	0.037	0.129	0.284	0.777	0.037	0.052
vegetations.højde_f ~						
græsning	-0.146	0.222	-0.657	0.511	-0.146	-0.085
Intercepts:						
cover_2399_t	-4.951	1.347	-3.674	0.000	-4.951	-7.794
fGC_t	1.055	0.251	4.200	0.000	1.055	7.639
vgttns.højde_f	1.687	0.085	19.817	0.000	1.687	3.137
Variances:						
cover_2399_t	0.114	0.021			0.114	0.283
fGC_t	0.015	0.004			0.015	0.812
vgttns.højde_f	0.287	0.073			0.287	0.993

FIML:

lavaan (0.5-16) converged normally after 54 iterations

Number of observations	69
Number of missing patterns	4
Estimator	ML
Minimum Function Test Statistic	58.294
Degrees of freedom	10
P-value (Chi-square)	0.000

Parameter estimates:

Information	Observed					
Standard Errors	Standard					
	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399_t ~						
Ndep_t	-0.464	0.370	-1.254	0.210	-0.464	-0.139
dist_t	0.264	0.186	1.418	0.156	0.264	0.198
fEF	-0.071	0.123	-0.581	0.561	-0.071	-0.054
pH_t	0.345	0.665	0.519	0.604	0.345	0.052
jordtype_t	-0.022	0.095	-0.232	0.817	-0.022	-0.018
vegetations.h	-0.208	0.110	-1.884	0.060	-0.208	-0.168
fGC_t	3.255	0.460	7.080	0.000	3.255	0.770
fGC_t ~						
fEF	0.112	0.035	3.153	0.002	0.112	0.357
græsning	0.029	0.060	0.474	0.636	0.029	0.052
Ndep_t	0.086	0.089	0.967	0.334	0.086	0.110
vegetations.højde_f ~						
græsning	-0.008	0.225	-0.037	0.970	-0.008	-0.004
Intercepts:						
cover_2399_t	-3.643	1.538	-2.369	0.018	-3.643	-5.668
fGC_t	0.949	0.230	4.135	0.000	0.949	6.243
vgttns.højde_f	1.702	0.067	25.255	0.000	1.702	3.274
Variances:						
cover_2399_t	0.156	0.027			0.156	0.377
fGC_t	0.019	0.003			0.019	0.842
vgttns.højde_f	0.270	0.046			0.270	1.000

rmsea

0.265

MI:

lavaan (0.5-16) converged normally after 5 iterations

Number of observations	69
Estimator	ML
Minimum Function Test Statistic	59.680
Degrees of freedom	10
P-value (Chi-square)	0.000

Parameter estimates:

Information	Expected
Standard Errors	Standard

	Estimate	Std.err	Z-value	P(> z)	Std.lv	Std.all
Regressions:						
cover_2399_t ~						
Ndep_t	-0.454	0.328	-1.382	0.167	-0.454	-0.136
dist_t	0.254	0.145	1.750	0.080	0.254	0.190
fEF	-0.086	0.125	-0.688	0.491	-0.086	-0.065
pH_t	0.159	0.624	0.255	0.799	0.159	0.024
jordtype_t	-0.024	0.094	-0.258	0.797	-0.024	-0.019
vegetations.h	-0.213	0.092	-2.304	0.021	-0.213	-0.172
fGC_t	3.270	0.345	9.492	0.000	3.270	0.772
fGC_t ~						
fEF	0.112	0.035	3.153	0.002	0.112	0.357
græsning	0.029	0.060	0.474	0.636	0.029	0.052
Ndep_t	0.086	0.089	0.967	0.334	0.086	0.110
vegetations.højde_f ~						
græsning	-0.008	0.225	-0.037	0.970	-0.008	-0.004

Variances:						
cover_2399_t	0.156	0.027			0.156	0.376
fGC_t	0.019	0.003			0.019	0.842
vgttns.højde_f	0.270	0.046			0.270	1.000

rmsea
0.265



STRUKTUREL LIGNINGSMODELERING SOM BESLUTNINGSGRUNDLAG INDENFOR NATURFORVALTNINGEN

Et eksempel fra pleje af klokkelyng på våde heder

Det er vigtigt at plejen af de naturlige og semi-naturlige naturtyper er baseret på viden om de vigtigste økologiske processer som bestemmer udviklingen af naturtypen. I denne rapport er der anvendt strukturelle ligningsmodeller til at syntetisere en sådan viden ud fra økologiske data som er tilgængelige i NOVANA overvågningsprogrammet. Metoden er illustreret ved et eksempel med klokkelyng på de våde heder.

ISBN: 978-87-7156-142-5
ISSN: 2244-9981

[Tom side]