



Status og forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy

Kelager, Andreas; Bruun, Hans Henrik; Nash, David Richard; Tøttrup, Anders P.

Publication date:
2017

Document version
Også kaldet Forlagets PDF

Document license:
[CC BY-NC-ND](#)

Citation for published version (APA):
Kelager, A., Bruun, H. H., Nash, D. R., & Tøttrup, A. P. (2017). *Status og forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy*. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Københavns Universitet.
http://macroecology.ku.dk/dk/pdf-files/Status_og_forvaltning_for_Ensianbl_fugl_i_Nationalpark_Thy_final.pdf



Status og forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy

Andreas Kelager
Hans Henrik Bruun
David R. Nash
Anders P. Tøttrup



CENTER FOR MACROECOLOGY,
EVOLUTION AND CLIMATE
UNIVERSITY OF COPENHAGEN

Danmarks
Grundforskningsfond
Danish National
Research Foundation

21. februar 2017

Titel	Status og forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy
Forfattere	Andreas Kelager ¹ , Specialkonsulent Hans Henrik Bruun ² , Lektor David R. Nash ³ , Lektor Anders P. Tøttrup ¹ , Lektor 1 Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet, Universitetsparken 15, bygning 3. 2100 København Ø. 2 Biologisk Institut, Københavns Universitet, Universitetsparken 15, bygning 3. 2100 København Ø 3 Centre for Social Evolution, Biologisk Institut, Københavns Universitet, Universitetsparken 15, bygning 3. 2100 København Ø.
Dato	21. februar 2017
Sted	Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet, Universitetsparken 15, bygning 3. 2100 København Ø.
Layout	Andreas Kelager
Sideantal	79
Forsidefotos	David Nash, Andreas Kelager
Citation	Kelager, Andreas, Bruun, Hans Henrik, Nash, David R., Tøttrup, Anders P. 2017. Status og forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy. Videnskabelig rapport, 79 sider. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.

INDHOLDSFORTEGNELSE

SAMMENFATNING	4
1. RELEVANT VIDEN OM OG STATUS AF ENSIANBLÅFUGL OG DENS VÆRTER	6
1.1 Livscyklus og kendetegn	6
1.2. Ensianblåfugl – <i>Maculinea alcon</i>	7
1.3. Klokke-Ensian - <i>Gentiana pneumonanthe</i>	10
1.4. Almindelig og Korttornet stikmyre - <i>Myrmica ruginodis</i> og <i>Myrmica rubra</i>	12
1.5. Status af Ensianblåfugl i Danmark og Nationalpark Thy	14
2. FORVALTNINGSRELEVANT VIDEN OM ENSIANBLÅFUGL OG DENS VÆRTER	17
2.1. Forvaltning af Ensianblåfugl og dens værters habitat	17
2.2. Store habitater eller populationer	23
2.3. Små habitater eller populationer	23
2.4. Restaurering af degraderet habitat	24
2.5. Genskabelse af hede når udgangspunktet er plantage/nåleskov	26
2.6. Forvaltning af landskaber og habitatnetværk	27
2.7. Reintroduktion og 'restocking'	28
2.8. Effektmonitoring af forvaltningsindsatser og genopretningstiltag	29
3. ANBEFALINGER TIL FORVALTNING AF ENSIANBLÅFUGL	31
3.1. Prioritering af overordnede anbefalinger	31
3.2. FCU-områdernes betydning for forvaltning	31
3.3. Kriterier for udvælgelse af naturgenopretningsområder	32
3.4. Sikring af langvarig opretholdelse af kernepopulationer	33
3.5. Anbefalinger til fremtidig habitatnetværksforvaltning	45
4. ANBEFALINGER TIL REGISTRERING AF ENSIANBLÅFUGL	49
4.1. Observationsdata	50
4.2. Kernepopulationer og FCU1-områder	53
4.3. FCU2-områder	53
4.4. FCU3-områder	53
5. DATAGRUNDLAG FOR ANBEFALINGER	54
5.1. Model for potentielt egnet habitat - kontinuert og binær skala	55
5.2. Functional Conservation Units	56
5.3. Spredningssandsynlighed	57
5.4. Populationsgenetiske analyser	58
6. REFERENCER	55
7. BILAGSMATERIALE	64
7.1. Tabel over forvaltningsområder	64
7.2. Bilag – Kortmateriale over Nord 1	65
7.3. Bilag – Kortmateriale over Nord 2	68
7.4. Bilag – Kortmateriale over Central 1	71
7.5. Bilag – Kortmateriale over Central 2	74
7.6. Bilag – Kortmateriale over Syd 1	77

SAMMENFATNING

Sommerfuglen Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) har en usædvanlig og fascinerende livscyklus. Som larve spiser den frø og frugtvæv af Klokke-Ensign (*Gentiana pneumonanthe*), hvorefter den adopteres af stikmyrer (*Myrmica ruginodis* og *M. rubra*), som fodrer og opfostrer den præferentielt over deres egne afkom. Ensianblåfugl forekommer altså kun hvor der er overlap mellem de to værter. I Danmark er de typiske habitater fugtige klitheder og hedemoser og den anses i dag som truet (VU, IUCNs rødlistestatus), da den er gået kraftigt tilbage i både populationsareal og -antal over de sidste 100 år. De primære årsager til nedgangen har været de massive ændringer i landanvendelsen og dræning. Forringelse af kvaliteten i de tilbageværende habitater (især tilgroning), ligger til grund for tilbagegangen i nyere tid. Thyområdet er for både Ensianblåfugl og Klokke-Ensign den region i Danmark, hvor bevarelsen af områder har været bedst set over de seneste knapt 30 år, da der her stadig er relativt store områder med egnede og sammenhængende habitater tilbage.

Resultaterne af feltarbejdet, der udførtes i 2012 viste, at der findes mindst 5 Ensianblåfuglepopulationer indenfor Nationalpark Thy: To populationer i den nordlige del (Savbjerg og Kokkær Vand) og tre i den centrale del (Ålvand, Marensbakke og Vestergård). De populationsgenetiske analyser pegede på, at alle populationer er helt eller delvist isolerede fra hinanden, og der er store spredningsbarrierer, som forhindrer genetisk udveksling mellem populationerne som igen mindsker deres levedygtighed. Disse spredningsbarrierer udgøres især af klitplantager, men sekundært også fragmentering af landskabet samt den egentlige fysiske afstand mellem populationerne. Store dele af nationalparken rummer dog potentielt egnede habitater i form af klitheder og hedemoser, og flere af områderne er endog af anseelig størrelse. Der er således et tilfredsstillende udgangspunkt for at skabe større sammenhæng mellem habitater og de eksisterende populationer. Dette understøttes også af visionerne for den seneste plan for Nationalpark Thy.

Fremtidig forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy anbefales udført med følgende prioritering:

1. Sikring af langvarig opretholdelse af alle eksisterende populationer i nationalparken
2. Skabe bedre biologisk sammenhæng mellem de centralt beliggende populationer
3. Skabe biologisk sammenhæng mellem de nordligt beliggende populationer
4. Bedre kortlægning af Ensianblåfugl og dens værter i nationalparken
5. Skabe biologisk sammenhæng mellem populationerne på langs af nationalparken

På baggrund af det analytiske arbejde vurderes fire af de fem populationer (ekskl. Vestergård) til at være i favorabel tilstand, da disse forekommer i områder af betragtelig størrelse med en tilsyneladende hensigtsmæssig lokalitetsforvaltning. Først og fremmest anbefales en målrettet habitatforvaltning med udgangspunkt i de eksisterende populationer i nationalparken. Her bør man for så vidt muligt inkludere de større sammenhængende områder identificeret omkring kernepopulationerne og lade forvaltningen være selvopretholdende og ressourceeffektiv uden unødvendig menneskelig indblanding. Tilstanden af Vestergård vurderes som moderat til kritisk udsat grundet lille habitatstørrelse

og ringe potentiale for arealudvidelse samt uhensigtsmæssig habitatforvaltning. Forvaltningen af Vestergård bør i første omgang nedjusteres således der kommer et markant mindre græsningstryk end det nuværende. Derudover bør man om muligt forøge det egnede habitat ved at udtage landbrugsjord af omdrift og genskabe klithede ved at afvikle dele af Stenbjerg klitplantage.

De tre centralt beliggende populationer bør prioriteres højest, da de regionalt set er mest isolerede og samtidig er genetisk mere forskellige sammenlignet med de to nordlige populationer. Vi anbefaler at øge den biologiske sammenhæng især ved at genetablere klithede med fugtigere lavninger ved at afvikle dele af de nordlige områder af Stenbjerg Klitplantage mellem Marensbakke og Vestergård samt at udtage landbrugsjord af omdrift i området omkring Førby Sø. I den nordlige del af nationalparken bør der skabes forbindelse mellem Kokkær Vand og Savbjerg, der i dag er adskilt af den nordligste del af Tved Klitplantage. Der er foreslået to områder, som tilsammen forventes at kunne skabe sammenhæng både mellem kernepopulationerne og det store område med potentielt egnet habitat i det nordlige Hanstholm Vildtreservat.

Ensianblåfugl – og til dels også dens værter – bør kortlægges bedre i de dele af Nationalpark Thy, som ikke eller kun dårligt er eftersøgt. Det gælder især området mellem Ålvand og Marensbakke (inklusiv området omkring Førby Sø), Vangså Klithede, den centrale og sydlige del af Hanstholm Vildtreservat og eventuelt klithederne mellem Stenbjerg og Lyngby, prioriteret i nævnte rækkefølge.

Endeligt anbefales det, at skabe biologisk sammenhæng mellem klithederne på langs af nationalparken ved delvis (men omfangsrig) afvikling af Stenbjerg Klitplantage, Tvorup Klitplantage og Nystrup Klitplantage samt mindre rydninger af Vilsbøl Klitplantage.

Den biologiske sammenhæng mellem populationerne og de egnede habitater øges både ved genskabelse af klithede med fugtige lavninger og implementering af fælles forvaltningsplaner på tværs af lodsejere. Fælles forvaltningsindsatser anbefales primært til at bestå af lavintens helårsgræsning uden tilskudsfodring, hvilket tillader naturlig dynamik uden væsentlig menneskelig indblanding. En ideel planteæders sammensætning består af forskellige arter af hårdføre husdyr og vilde dyr, som tilsammen skaber heterogen habitatstruktur. Naturlig hydrologi er en forudsætning for genopretning af klithede med fugtige lavninger. Genskabelse af klithede ud fra nåleplantage forventes at være svært. Eksisterende teoretisk og praktisk viden peger på at afvikling af plantagen alene ved rydninger ikke anbefales. Det er oplagt at høste af erfaringerne fra afskovningen af Østerild Klitplantage, hvor formålet netop var at genskabe klithede med fugtige lavninger.

For alle indsatser der direkte eller indirekte forventes at påvirke Ensianblåfugl i de eksisterende populationer, bør der sikres midler til både at opsætte evalueringsmål for forvaltning og som minimum at udføre undersøgelser af forvaltningseffekt for, at dokumentere og sikre retning og hastighed for tiltagene.

1. RELEVANT VIDEN OM OG STATUS AF ENSIANBLÅFUGL OG DENS VÆRTER

Ensiablåfuglens livscyklus

Ensiablåfugl (*Maculinea alcon*) har en usædvanlig livscyklus, som gør den til en både fascinerende, men også udsat sommerfugleart. Som larve spiser den frø og frugtvæv af planten Klokke-Ensiablå (*Gentiana pneumonanthe*), hvorefter den adopteres af røde stikmyrer (*Myrmica ruginodis* eller *M. rubra*), som opfoster den indtil den forpupper sig.



Puppe

I starten af juni vil larven være fuldvoksen og veje 100 gange mere end da den først blev fundet af myrerne. Den vil nu forpuppe sig i myreboet og klække efter 3 uger. Den nyudklækkede sommerfugl er blød og kravler ud af myreboet, før den sætter sig til at folde vingerne ud, - klar til at starte livscyklusen forfra.



Den voksne sommerfugl

Ensiablåfugl forekommer på klitheder og hedemoser hvor der er fysisk overlap mellem Klokke-Ensiablå og de to Stikmyrearter. I Danmark ses Ensianblåfugl flyvende fra slut juni og indtil første halvdel af august. Den typiske flyveperiode på en enkelt lokalitet er ca. 3 uger, så der er betragtelig variation i flyvetidspunkt mellem landsdelene.

JULI De første Ensianblåfugle klækker fra deres pupper i starten af juli og de sidste kan findes flyvende til lidt ind i august. Hunnerne lægger æg på Klokke-Ensiablå umiddelbart efter paring.

Æggene lægges på blomsterknoppen og de øverste blade af Klokke-Ensiablå. De er hvide og har form som en fladtrykt kugle. Efter ca. 10 dage klækker larven og vil med det samme gnave sig direkte ind i blomstens frø kapsel. Her bliver den i 2-3 uger, til den når en størrelse på omkring 3 mm. Æggene kan blive siddende på planten i lang tid efter at larven er kravlet ud.



Æg og larve



Larve og myrer

AUGUST-MAJ

Larven lader sig dumpe ned på jorden, hvor den bliver fundet af en arbejder af Almindelig Stikmyre (*Myrmica ruginodis*) eller Korttornet Stikmyre (*M. rubra*) som "adopterer" den. Myrerne slæber sommerfuglelarven ned i deres tue, som ligger skjult under jorden. Larven udskiller dufte der efterligner myrernes egne larver, hvilket snyder myrerne til at opfostre sommerfuglelarven igennem efteråret, vinteren og foråret, i den tro, at den er én af deres egne afkom. Sommerfuglelarven er endda i stand til at tigge og lave lyde som signalerer til myrerne, at de skal fodre den frem for deres egne larver.

Alle fotografier ©David Nash

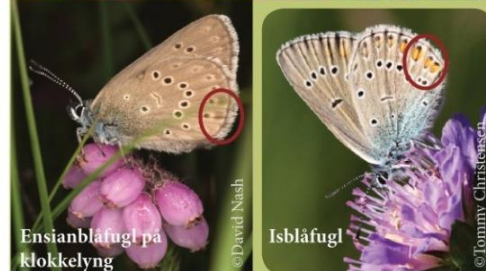
Kendetegn

Ensiablåfuglen hører til sommerfuglefamilien Blåfugle med 26 arter i Danmark, hvoraf mange af arterne ligner hinanden. Hvis du ser en blåfugl i et område med hedemoser eller fugtig hede med Klokkelilyng, er der god chance for at det er Ensianblåfugl.



Ensiablåfugl han

Ensiablåfugl hun



Ensiablåfugl på klokkelilyng

Isblåfugl

Vingefanget er ca. 29 -35 mm. Oversiden af hannerne er skinnende violblå. Hunnens overside er mørk gråbrun med et antal svage sorte pletter og varierende blå bestøvning. Undersiden er typisk for blåfuglene; gråbrun med sorte pletter og hvid rand. **Et sikkert kendetegn er, at Ensianblåfuglen mangler de orange sommåner og har en gråbrun underside.**



Klokkeensian med æg

Man kan lede efter Ensianblåfugl ved Klokkelilyng hvor den suger nektar, eller på Klokke-Ensiablå hvorpå den lægger sine snehvide æg.



Æglæggende Ensianblåfugl

1.2. ENSIANBLÅFUGL – *MACULINEA ALCON*

Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) er obligat afhængig af både Klokke-Ensian (*Gentiana pneumonanthe*) og én af de to arter af stikmyrer (*Myrmica ruginodis* og *M. rubra*), det vil sige at dens livscyklus ikke kan gennemføres uden tilstedeværelsen af både værtsplante og -myrer. Som larve spiser den frø og frugtvæv af den relativt sjældne plante Klokke-Ensian, hvorefter den adopteres af røde stikmyrer, som fodrer og opfostrer den præferentielt over deres egne afkom. Ved hjælp af kemiske duftstoffer, akustiske signaler og tiggeadfærd snydes arbejdermyrerne til at tro, at sommerfuglelarven er én af deres eget afkom. Ensianblåfugl er en føde- og habitatspecialist som kun forekommer, hvor der er overlap mellem de to værter. Ensianblåfugl er således en stærkt specialiseret sommerfugl med strenge krav til sit habitat, og den er en indikatorart for områder med andre habitatspecialister og rødlistede arter (Maes and Van Dyck 2005).



Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) siddende på Klokke-lyng (*Erica tetralix*). Foto af Lærke Lundsten

Ensianblåfugl er sjælden i Danmark (se også udbredelseskort under Status af Ensianblåfugl i Danmark og Nationalpark Thy), hvor den findes på fugtige heder og moser hvor Klokke-Ensian forekommer. Habitatet er karakteristisk ved at være lysåbent og surt med lav tilgængelighed af næringsstoffer¹. Habitatet har oftest en heterogen topografi med fugtige lavninger, tørre partier og en intermediær zone mellem disse. Topografien på meget lokal skala er meget vigtig for forekomsten af Klokke-Ensian, der findes i fugtige lavninger og den

¹ Følgende liste af naturtyper efter Buchwald and Søgaard (2000) som Ensianblåfugl typisk forekommer på: 2190 Fugtige klitlavninger, 2320 Indlandsklitter med lyng og revling, 4010 Våde dværgbusksamfund med klokkelyg, 4030 Tørre dværgbusksamfund (heder) og 6410 Tidvis våde enge på mager eller kalkrig bund, ofte med blåtop.

intermediære zone. Typiske plantesamfund i Danmark, hvor Ensianblåfugl forekommer, består primært af Klokke-Lyng (*Erica tetralix*), Blåtop (*Molinia caerulea*) samt Hirse-star (*Carex panicea*) og ofte med, Benbræk (*Narthecium ossifragum*) og Vestlig kær-tuekogleaks (*Trichophorum cespitosum*) og på de mere tørre partier også Hede-lyng (*Calluna vulgaris*), Revling (*Empetrum nigrum*) og Bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*) (Simmonds 1946, Nygaard et al. 2009, Hørsving 2012, Humm 2013, feltobservationer af Andreas Kelager).

I Danmark anvender Ensianblåfugl kun Almindelig stikmyre (*Myrmica ruginodis*) og Korttornet stikmyre (*Myrmica rubra*) som værter, og begge myrearter kan forekomme på samme lokalitet med en tendens til at udnytte den hyppigst forekommende værtsmyre på en given lokalitet (Als et al. 2002). Den tidlige dynamik af værtsbrug er dårligt kendt og kan have betydning ved reintroduktion eller translokation af Ensianblåfugl (Nash et al. 2008) (se også afsnit 2.7). *Myrmica ruginodis* synes at være den eneste anvendte værtsmyre i Thyområdet (Als et al. 2002, Hørsving 2012). *Myrmica rubra* forekommer indenfor Nationalpark Thy, men er hidtil ikke fundet på lokaliteter med Ensianblåfugl og kun fåtalligt på lokaliteter med Klokke-Ensign (*Kelager et al. 2015a*).



Klokke-Ensign (*Gentiana pneumonanthe*) med tydelige hvide æg af Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*). Foto af Andreas Kelager

Fuldt udviklede sommerfugle flyver i Danmark typisk fra sidste halvdel af juni til første halvdel af august. Æg lægges umiddelbart efter de første hunner er på vingerne og har parret sig. Der kan være stor fænologisk sæson- og lokalitetsvariation. I Thy-området begynder flyvningen fra midten af juli til første uge af august (Adelørn 2016, feltobservationer af Andreas Kelager og David Nash). Flyveperioden for Ensianblåfugl på en given lokalitet er omkring 21 dage (interval på 15-36 dage), mens levetiden for voksne enkeltindivider antages at være 2-3 dage² og derfor vil kun en lille del af populationen parre sig på en given dag (Nowicki et al. 2005). Ensianblåfugl lægger primært æg på de mest prominente³ blomsterknopper (Küer and Fartmann 2004), hvilket forudsætter at vegetationen ikke domineres af højere plantearter.

Ensianblåfugl flyver oftest kun i kortere tid ad gangen og sætter sig ofte i vegetationen for at hvile eller sole sig. Fangst-genfangst studier viser, at langt de fleste individer generelt bevæger sig over kortere distancer på mindre end 200 meter, og at de normalt maksimalt spreder sig 500m (Maes et al. 2004, Nowicki et al. 2005, David Nash upubliceret data, Lassen 2012). I sjældne tilfælde er der dog fundet enkeltindivider med spredninger på mellem 800-2100m (se Fig. 1.2) (Maes et al. 2004, David Nash upubliceret data). Disse distancer er understøttet af populationsgenetiske analyser af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy, der viser stor genetisk forskellighed mellem selv de tætteste populationer (Kelager et al. 2015c). Et nyt studie fra populationer i Holland og Belgien peger dog på at maksimal distancen kan være omkring 3 km (Broeck et al. 2017). I indeværende rapport anvender vi skæringsdistancerne 500m og 2000m for at kategorisere den sandsynlige spredningsdistance fra en kernepopulation som anbefalet af Maes et al. (2004).

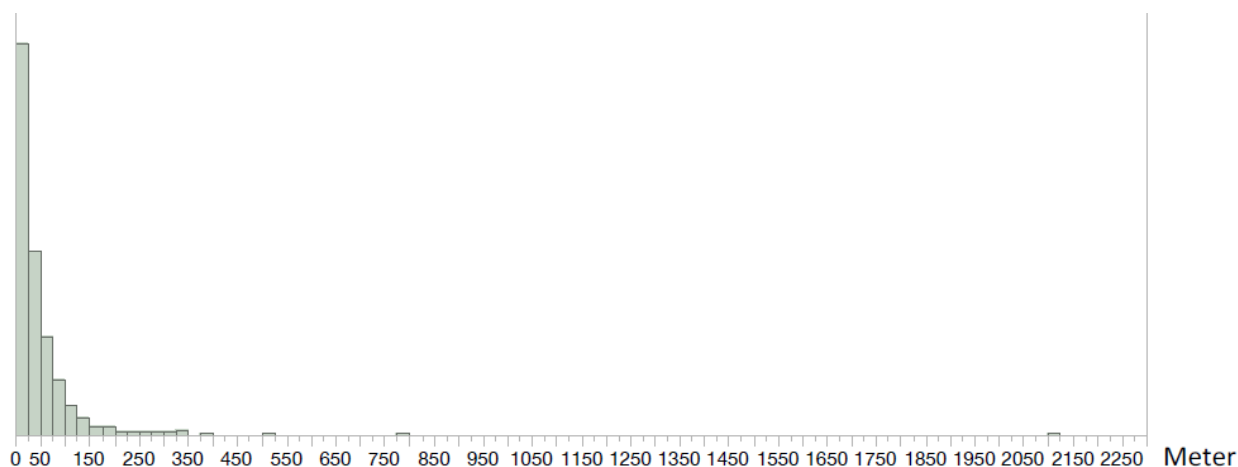


Fig. 1.2. Fordelingen af flyvedistancer for individer af Ensianblåfugl vha. af fangst-genfangst udført på Læsø i 2003 (David Nash, upubliceret data)

Den primære begrænsende faktor for forekomst og tæthed af Ensianblåfugl er tilgængeligheden af Klokke-Ensian, og der er en positiv sammenhæng mellem tætheden af værtsplanten og antallet af Ensianblåfugl (Nowicki et al. 2007).

² Den estimerede overlevelseshastighed for et enkelt individ er 0.58-0.69/dag

³ Højden af Klokke-Ensianskud relativt til vegetationshøjden, dvs. det er de mest synlige/tilgængelige blomsterknopper der primært anvendes til æglægning.

De enkelte myrekolonier påvirkes negativt af Ensianblåfugls parasitisme, der bruger og konsumerer koloniens ressourcer. Der er et co-evolutionært "våbenkapløb" mellem værtsmyrer og Ensianblåfugl i udviklingen af kemiske overfladestoffer, som myrerne bruger til at kommunikere med, og som Ensianblåfugl efterligner for at snyde værtsmyrerne (Nash et al. 2008). Der kan være en betragtelig populationsdynamik over tid, hvor værtsmyrernes populationsstørrelse bliver for lille til at opretholde en levedygtig population af Ensianblåfugl (Nash et al. 2008). Idet både *Myrmica ruginodis* og *M. rubra* ofte forekommer på samme lokalitet kan Ensianblåfugl skifte mellem værterne hvis kolonitætheden af den hyppigst anvendte værtsmyre bliver for lille (Als et al. 2002, Nash et al. 2008).



Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) hun rastende på Revling (*Empetrum nigrum*). Foto af Erika Lundsten

1.3. KLOKKE-ENSIAN - GENTIANA PNEUMONANTHE

Klokke-Ensign er en flerårig urt, der typisk forekommer på fugtige heder, hedemoser, klitlavninger og våde enge (Simmonds 1946, Oostermeijer et al. 1994). Den er relativt sjældent i Danmark og forekommer især i Vestdanmark (se også udbredelseskort under Status af Ensianblåfugl i Danmark og Nationalpark Thy). Klokke-Ensign anvendes som indikatorart for både våde heder og enge af høj kvalitet med stor bevaringsværdighed og for de arter, som er associerede med disse habitater (Oostermeijer et al. 1994).

De første spæde skud af Klokke-Ensign ses i foråret og frøspiringen sker om foråret og den tidlige sommer (Simmonds 1946). Blomstringen er typisk fra medio i juli til medio september, men selv i Danmark kan der være stor fænologisk sæson- og lokalitetsvariation (Simmonds 1946, feltobservationer af Andreas Kelager og David Nash). Frømodning sker i løbet af efteråret (Simmonds 1946)

Skud af Klokke-Ensign bliver normalt mellem 10-35 cm (maksimalt 45 cm) (Simmonds 1946). Enkeltindivider er relativt længelevende på omkring 20 år, men de kan blive ældre end 30 år

(Oostermeijer et al. 1992, Oostermeijer et al. 1994, Rose et al. 1998). Mortalitetsraten er negativt korreleret med individualderen, altså ses den største dødelighed blandt juvenile planter (≤ 2 år) (Rose et al. 1998). Se også en tegning af Klokke-Ensians livsstadier på Fig. 1.3.

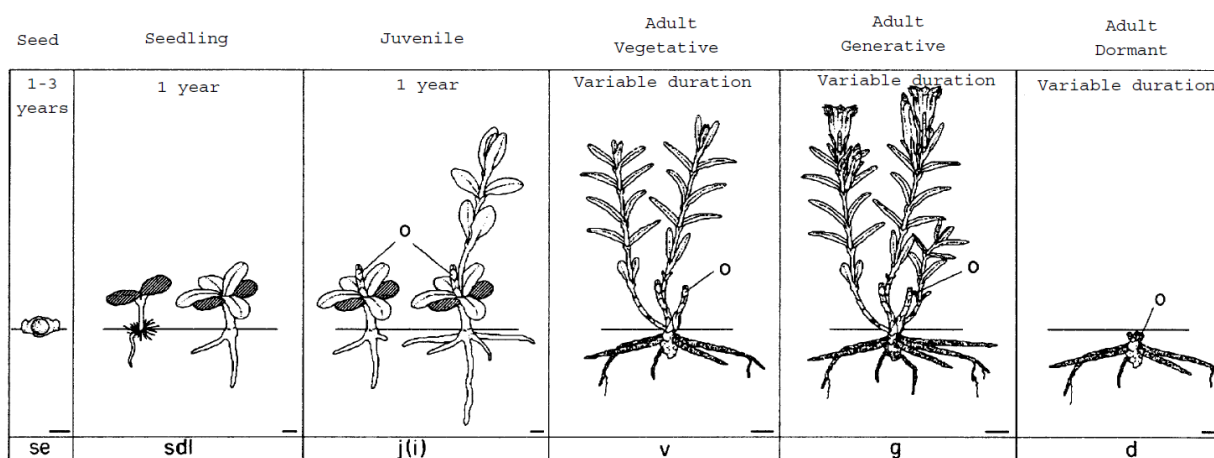


Fig. 1.3. Schematisk tegning af Klokke-Ensians forskellige livsstadier: se, frø; sdl, kimplante; j(i) juvenil (og umoden); v, voksen vegetativ; g, voksen generativ; d, voksen, hvilende. Bemærk de overvintrende skud (o) og kimbladende (mørkegrå på sdl og j(i)). Afstandslinjen er 1mm for stadierne se, sdl og j(i), og 1cm for v, g og d livsstadier. Modificeret efter Oostermeijer et al. (1994)

Reproduktionen sker udelukkende ved frø, og der produceres flere hundrede til tusind frø per kapsel (Simmonds 1946, Oostermeijer et al. 1996, Petanidou et al. 2001). De små vindsprede frø kommer sjældent længere end få meter væk fra moderplanten (Simmonds 1946, Oostermeijer et al. 1992). Frøbanken er uden større betydning for langtidsrekrutteringen af nye planter, da frøene typisk kun lever 1 år eller sjældnere 2-3 år (Simmonds 1946, Oostermeijer et al. 1996). Vinterstratificering er formodentligt vigtigt for frøspiringen som under naturlige forhold sker på bar jord eller ved ringe vegetationsdække (Chapman et al. 1989, Oostermeijer et al. 1994).

Klokke-Ensian bestøves primært af humlebier, mens andre insekter som større biller og svirrefluer kun sporadisk bidrager til bestøvningen (Simmonds 1946, Petanidou et al. 1995) og sameksistens med andre bestøvertiltrækkende planter som fx Klokke-Lyng og Hedelyng er betydningsfuldt for dens frøsætnings succes (Petanidou et al. 1995).

Klokke-Ensians populationsstruktur inddeles i 3 klasser baseret på dens livsstadier (se Fig. 1.3): *i*) den 'juvenile' struktur, hvor kimplanter og juvenile individer dominerer (60-70%) relativt til voksne individer, *ii*) den 'modne' struktur hvor voksne individer dominerer (70-80%) men med kimplanter og juvenile planter forekommende i rimeligt antal, *iii*) den 'senile' struktur hvor kun voksne individer forekommer (Oostermeijer et al. 1994). Juvenile populationer er associeret med et tidligt vegetationssuccessionsstadium med større forekomster af bar jord (Oostermeijer et al. 1994). For modne populationer er der større forekomster af mosser, og der et regelmæssig forstyrrelsesregime, som naturlig hydrologi og ekstensiv afgræsning, høslæt, tørveskrælning eller afbrænding (Oostermeijer et al. 1994, Kesel and Urban 1999). Senile populationer forekommer på lokaliteter med tæt og høj vegetation stort set uden bar jord, hvor betingelserne er så forringede at rekruttering af nye individer hindres (Oostermeijer et al. 1994).

Forekomst, hyppighed og etablering af Klokke-Ensianplanter er negativt korreleret med både vegetationshøjden og -dækket (Chapman et al. 1989, Oostermeijer et al. 1994, Hørsving 2012, Humm 2013, Kostrakiewicz-Gieralt 2013) og ved endt ophør af (passende) regelmæssig forstyrrelse forventes det at de lokale populationer uddør efter 30-50 år (Chapman et al. 1989). Mængden af bar jord er af stor betydning for antallet af både vegetative og generative Klokke-Ensian individer samt rekrutteringen af nye planter (Oostermeijer et al. 1994, Höttinger et al. 2003, Humm 2013) og større mængder af mosser synes at virke spiringshæmmende på Klokke-Ensians frø (Oostermeijer et al. 1994).



Klokke-Ensian (*Gentiana pneumonanthe*) sammen med Klokke-lyng (*Erica tetralix*). Typiske plantearter der forekommer med Klokke-Ensian er Klokke-lyng, Hedelyng (*Calluna vulgaris*) og Blåtop (*Molinia caerulea*). Fotos af Andreas Kelager

1.4. ALMINDELIG OG KORTTORNET STIKMYRE - *MYRMICA RUGINODIS* OG *MYRMICA RUBRA*

Stikmyreværterne er fødegeneralister og spiser især mindre hvirvelløse dyr (fx insekter), ådsler (fx fugle og mindre pattedyr) samt honningdug, nektar og formodentlig pollen (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Fødesøgning sker typisk i en radius på 2m (i sjældnere tilfælde op til 8 m) omkring deres koloni (Radchenko and Elmes 2010).

For både Almindelig stikmyre (*Myrmica ruginodis*) og Korttornet stikmyre (*Myrmica rubra*) er kolonien mest aktiv fra foråret til starten af efteråret. Om foråret bygger de solarier for at opvarme koloniens indbyggere (især æg og larver), mens efteråret bruges på at klargøre sig til vinterhiet (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Dronningerne er relativt kortlevende på typisk mindre end 10 år, mens arbejderne maksimalt bliver 2 år. Der kan være

en betydelig omsætning/udbytning af dronninger over årene, men også indenfor et enkelt år (Elmes 1980). De enkelte kolonier er relativt mobile og flyttes gerne 1-2 m om året hvis der findes bedre levevilkår eller ved hurtigt mikrophabitatskifte som fx oversvømmelse (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Under optimale vilkår kan der være 1 rede/ m², men 1 rede/5-10 m² er mere normalt (Elmes et al. 1998).

De fertile hunner (gyner) kommer ud af deres puppe i juni og tilbringer de første 6 uger i reden inden sværmetiden, for at opbygge fedtreserver til vinterhiet. De fuldt udviklede hanner tilbringer typisk kun 1 uge i reden og er klar tidligere end hunnerne (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Sværmetiden, hvor først hanner og siden hunner samles i større grupper for at parre sig, er som regel i august måned. Hannerne sværmer over prominente naturlige landemærker som sten, buske, træer, bakker eller områder med bar jord (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). De fleste sværme dannes relativt tæt på rederne (0-20m), men myrernes duftsignaler kan tiltrække både hanner og hunner nogle hundrede meter væk fra. Sværmeområderne kan være aktive i nogle dage hvor hanner og hunner erstattes af nye, da hannerne dør og hunnerne påbegynder redebygning (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010).

Lokal spredning sker især ved knopskydning af kolonier over et par meter fra kildekolonien, hvor en enkelt til få dronninger og en gruppe arbejdere koloniserer et nyt område og anlægger en ny rede (Hochberg et al. 1994, Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Gravide hunner anlægger sjældent en ny koloni selv, men assimileres i stedet af eksisterende kolonier. De sjældne spredninger over længere afstande sker altid af gravide vingede hunner og typisk på nye lokaliteter uden en veletableret population (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010).

Myrmica ruginodis er én af de mest almindelige *Myrmica*-arter i Europa og i Danmark forekommer den i hele landet (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Den kan leve under relativt kølige og fugtige forhold og forekommer i Danmark ofte på heder og enge samt i klitter moser, skove og skovrydninger. Den forekommer ikke eller sjældent i meget tørre eller våde habitater, og den er relativt følsom overfor menneskelig forstyrrelse som intensiv afgræsning og slåning/høslæt (Elmes et al. 1998). Antallet af dronninger i hver koloni er ofte 1-3 (sjældent op til 20) med gennemsnitligt 500 arbejdere (sjældent op til 2500) og den anlægger ofte sine reder i jorden, under sten, i vegetationstuer (fx græs eller mos), eller i mørnet/råddent dødt ved eller under bark (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010).

Myrmica rubra er nok den mest almindelige *Myrmica*-art i Europa og i Danmark forekommer i hele landet (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010). Den lever ofte i relativt fugtige og lysåbne habitater som heder, enge (gerne nær vandløb og søer), moser og klitter. Den er dog meget tolerant overfor menneskelig aktivitet og forstyrrelse og forekomme også i haver, parker og under stenbelagte flader. Antallet af dronninger i hver rede er omkring 15 (sjældent op til 100) med gennemsnitligt 1000 arbejdere (sjældent op til 8000) og den anlægger ofte sine reder i jorden, under sten eller i vegetationstuer af fx græs eller mos (Elmes et al. 1998, Radchenko and Elmes 2010).



Almindelig stikmyre (*Myrmica ruginodis*) lokkes frem vha. sirup. Foto af Andreas Kelager

1.5. STATUS FOR ENSIANBLÅFUGL I DANMARK OG NATIONALPARK THY

Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) er rødlistet som sårbar (VU) i Danmark (Wind and Pihl 2004), men Kelager et al. (2015b) argumentere for at opliste den til truet (EN) baseret på en dybdegående analyse af de rumlige og tidslige ændringer i udbredelsen af både Ensianblåfugl og dens plantevært Klokke-Ensign (*Gentiana pneumonanthe*). De primære årsager til tilbagegangen af Ensianblåfugl over de sidste 100 år skyldes først og fremmest massive ændringer i landanvendelsen (primært land- og skovbrug) og dræning af jorden (Wind and Pihl 2004, Ejrnæs et al. 2011). Omkring 90% af hedearealet er forsvundet over de sidste 200 år (Fig. 1.5.1, se også Kelager et al. 2015b). Det er dog i høj grad forringelse af kvaliteten i de tilbageværende habitater, som følge af tilgroning, fortsat dræning eller forøget kvælstof- og pesticidudledning alene eller i kombination, der ligger til grund for tilbagegangen i nyere tid (Simmonds 1946, Höttinger et al. 2003, Ejrnæs et al. 2011).

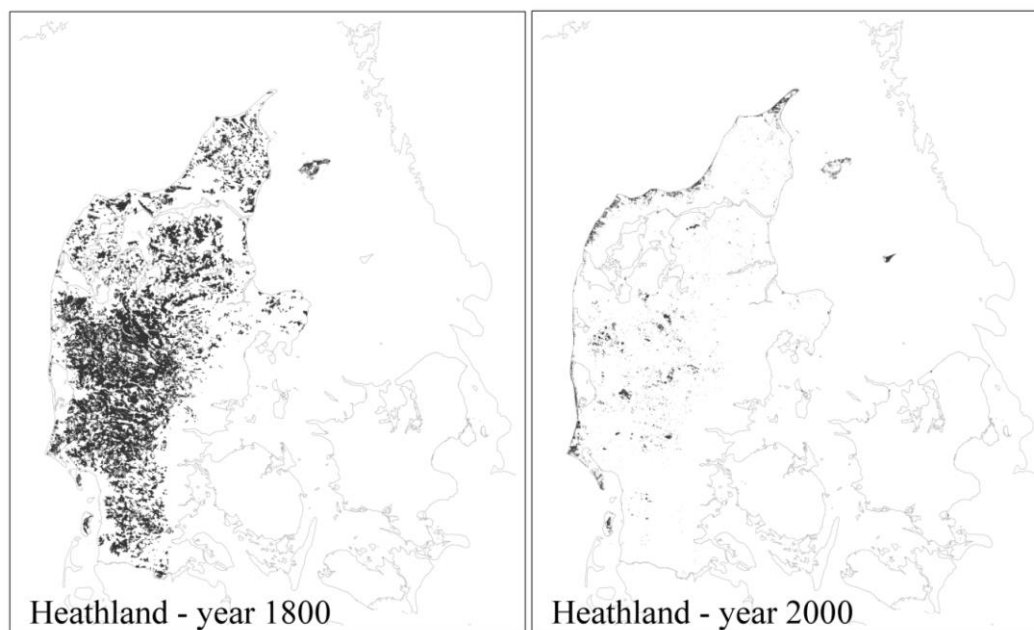


Fig. 1.5.1. Geografisk udbredelse af hede i Danmark år 1800 og 2000 (Bornholm ikke inkluderet). Efter Kelager et al. (2015b)

Thy-området er for både Ensianblåfugl og Klokke-Ensian den region i Danmark, hvor bevarelsen af områder⁴ har været bedst, set over de sidste ca. 30 år (se Fig. 1.5.2). Datagrundlaget for vurderingen af Ensianblåfugl er dog relativt beskedent, og der er stor variation i antallet af observationer over tid (se densitetsplot på Fig. 1.5.2), da der ikke er en egentlig regelmæssig struktureret sommerfugleovervågning i Danmark, og mange lokaliteter er ukendte for størstedelen af de frivillige observatører (Kelager et al. 2015b). Kilderne til størstedelen af data for Klokke-Ensian fra Danmark er fra Atlas Flora Danica og NOVANA-overvågningen med regelmæssige observationer, men med væsentlige bidrag fra Biologisk Forening Nordvestjylland i Thy-områder. Et forsigtigt skøn, baseret på gridcelleantallet (Fig. 1.5.2), er at Nationalpark Thy huser 8-20 % af de tilbageværende bestande i Danmark.

Særligt i forbindelse med indsamling af vingefragmenter til DNA-analyser blev 5 populationer identificeret indenfor Nationalpark Thy, hvoraf én population var helt ukendt (Marensbakke). Yderligere to steder med tidligere forekomster blev eftersøgt forgæves, men særligt det ene (Vangså klithede) blev langt fra dækket fyldestgørende. Således er der rimeligt gode muligheder for at finde flere populationer indenfor Nationalpark Thys grænser.

⁴ Bevarelsen af områder ses på Fig. 1.5.2. som de røde (og til dels de grønne) gridceller (5x5 km), mens tabte områder er markeret med blå. Der findes typisk 1-2 lokaliteter/populationer af Ensianblåfugl pr gridcelle, se også Kelager et al. (2015b)

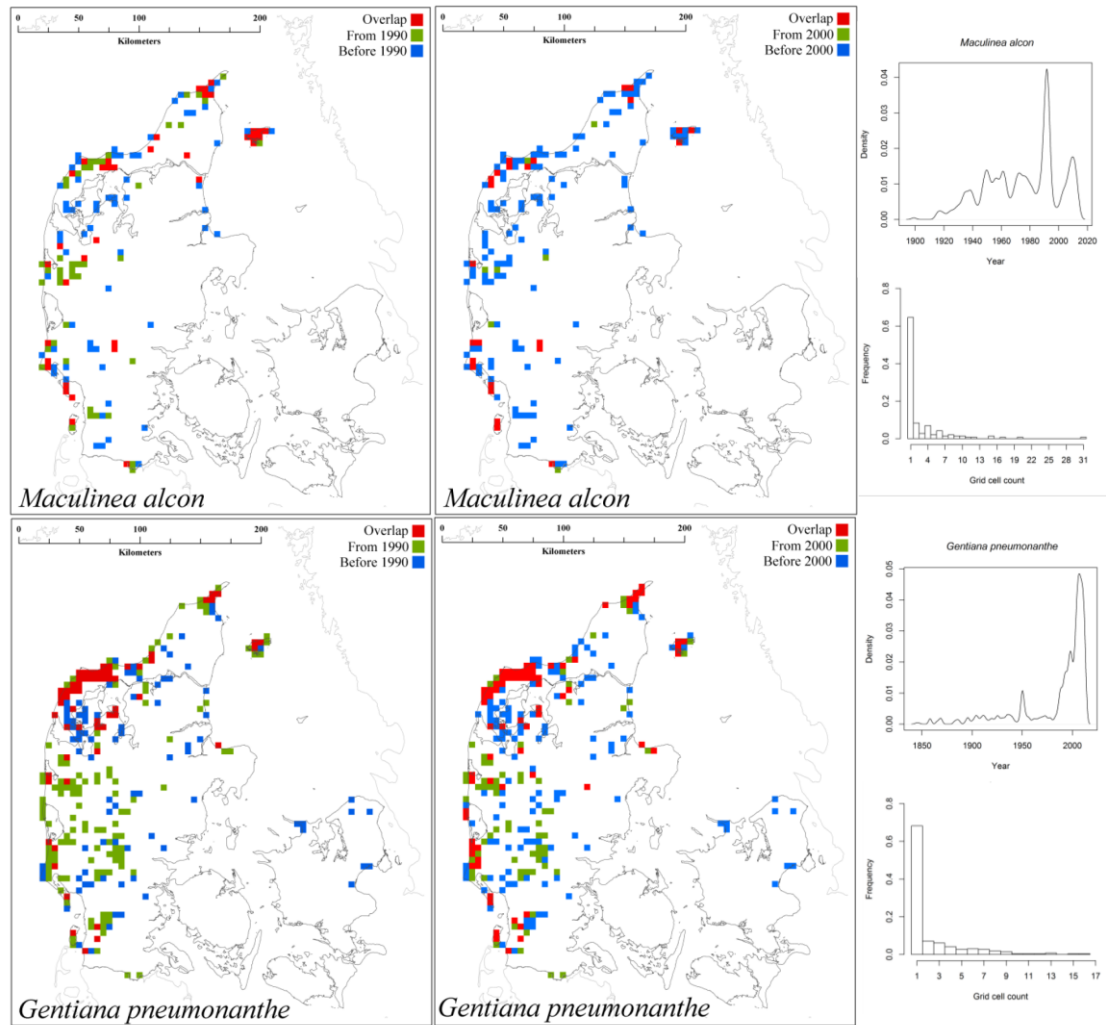


Fig. 1.5.2. Geografisk udbredelse af Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) og Klokke-Ensian (*Gentiana pneumonanthe*) med 5x5km gridopløsning ved to forskellige “cut-off” tidspunkter: År 1990 (venstre kort) og år 2000 (højre kort) med tilhørende densitetsplot af observationsdata over tid samt frekvensfordeling af gridcelleantal. Modificeret fra Kelager et al. (2015b)

2. FORVALTNINGSRELEVANT VIDEN OM ENSIANBLÅFUGL OG DENS VÆRTER

Dette kapitel indledes med en kort skitsering af de vigtigste forvaltningsindsatser for det habitat Ensianblåfugl og dens værter er associeret med. Derefter følger en detaljeret gennemgang af forvaltningsrelevant information for arterne, og hvad der er særligt gældende for store områder/populationer kontra små områder/populationer eller populationer i nedgang. Restaurering eller genetablering af habitater, reintroduktion/translokation, forvaltning af landskaber og habitatnetværk samt effektmonitoring af forvaltningstiltag behandles til sidst.

2.1. FORVALTNING AF ENSIANBLÅFUGL OG DENS VÆRTERS HABITAT

Indgående naturhistorisk kendskab til Ensianblåfugl og dens værter er essentielt for at påskønne og udføre en hensigtsmæssig forvaltning af alle tre dele af interaktionssystemet (sommerfugl – værtsplante – værtsmyrer). Derfor anbefales det som det første at læse kapitlet Naturhistorisk viden om Ensianblåfugl og dens værter.

Megen naturforvaltning i dag er primært habitat- eller arealspecifikt, men behovene for de sjældne og truede specialister (fx Ensianblåfugl) knyttet til de givne habitater, bør tænkes ind (Maes et al. 2004), da forvaltning målrettet disse generelt gavner specialisterne og de rødlistede arter (Maes and Van Dyck 2005). Habitatforvaltningen, der optimere vilkårene for hhv. Ensianblåfugl, Klokke-Ensian og Stikmyreværterne, er forskellige, hvilket betyder, at en fælles forvaltningsstrategi for en langsigtet populationsopretholdelse vil være suboptimal for de enkelte arter (Elmes et al. 1998, Mouquet et al. 2005). Den ideelle forvaltning af Ensianblåfuglens habitat afhænger i høj grad også af størrelsen på området og habitatets kvalitet eller successionsstadium (Webb 1998).

Alle forvaltningstiltag, der giver en mere åben vegetation mens der sikres en hvis mængde frøproducerende individer, vil være favorabel for Klokke-Ensian (Chapman et al. 1989). Omvendt vil en vegetation med flere lave buske give bedre vilkår for Almindelig stikmyre (*Myrmica ruginodis*) og Korttornet stikmyre (*Myrmica rubra*). For Ensianblåfugl er det optimale habitat heterogent med en mosaik af fugtigere lavninger og tørre partier. Der skal samtidig både være områder med relativ lav vegetation og bar jord og områder, hvor dværgbuske og halvstore buske dominerer. Finindstillingen af de forvaltningsindsatser, som udføres, kan således være en udfordring (Maes et al. 2004) og en case-by-case justering af forvaltningen er i mange tilfælde nødvendig, da der kan være betragtelig habitatvariation mellem lokaliteterne (Mouquet et al. 2005, feltobservationer af Andreas Kelager).

De såkaldte Functional Conservation Units (FCU-områder), der anvendes som et centralt element i denne rapport, er geografiske enheder som bidrager til organiseringen og prioriteringen af artsspecifikke naturbevaringsindsatser (Maes et al. 2004, se også afsnit 5.2).

2.1.1. Afgræsning

Den anbefalede form for forvaltning af fugtige heder (4010) og klitlavninger (2190) med naturlig hydrologi er helårsgræsning med lav individtæthed (Hampton 2008, Houston 2008). Den primære funktion af afgræsningen er vedligeholdelse af en relativt lav men varieret vegetationshøjde herunder reduktion af store træer og buske (Hampton 2008). Den lavintense afgræsning skal tilpasses efter tætheden af både husdyr og vilde herbivorer i forhold til deres respektive afgræsningseffekt (Hampton 2008, Houston 2008). Den mest habitatsårbare periode i forbindelse med afgræsning er vinteren, hvorfor lavintens afgræsning er særlig vigtig her (Hampton 2008).

En ideel planteæders sammensætning varieret med forskellige arter, størrelser, køn og aldersgrupper kan bedre udnytte de tilgængelige føderessourcer, hvilket medfører en heterogen græsning og jordbundsforstyrrelse, som igen skaber en varieret habitatstruktur (Buttenschön 2007, Houston 2008). Ved helårsgræsningen skal supplementsfodring helt udelades, hvilket kræver brug af hårdføre husdyrracer eller vilde herbivorer. For fugtige klitlavninger er det anbefalede græsningstryk 1 pony pr 3-4 hektar (Houston 2008). For våd hede er det anbefalede græsningstryk noget lavere, nemlig 0.037-0.075 LUs⁵/hektar, svarende til 1 får pr 2-4 hektar, 1 kvæg pr 16-32 hektar eller 1 hest pr 8-16 hektar (Hampton 2008). Af husdyr anvendes ofte hårdføre racer som Galloway kvæg og Exmoor Pony til helårsafgræsning i afgræsningsprojekter, men større vilde dyr som krondyr, elg, vildsvin og Europæisk bison kunne givetvis også anvendes og gerne i kombination med husdyr (Vermeulen 2015). Tabel 2.1.1 viser 7 forskellige større planteædere, der kan tænkes ind i helårsafgræsning specifikt på Ensianblåfuglhabitat, men i særdeleshed også i større sammenhængende områder med spredte træbevoksede områder (herunder dele af de nuværende plantager).

Tabel 2.1.1 Vægt for 1 hundyr og antal dyr pr. 1 LU/hektar.

Type	Kg/dyr	Dyr/1LU/ha
Får*	85	6.4
Kvæg*	570	1.0
Hest*	340	1.6
Krondyr	424	1.3
Rådyr	25	21.8
Elg	400	1.4
Europæisk bison	500	1.1

*meget afhængig af race. Der er anvendt gennemsnitsvægte (for hunner) for følgende racer: får, Oxford; kvæg: Galloway; hest: Exmoor pony (kilde: Department of Life Sciences, Oklahoma State University, <http://www.ansi.okstate.edu/breeds>). Galloway og Exmoor Pony anvendes hyppigt i rewilding projekter (Vermeulen 2015).

⁵ LUs: husdyrenheder (Livestock units). Omregnet fra Hampton (2008) side 11, er 1 LU/ha = 6.4 får/hektar. Under antagelse af at en ko vejer ca. 8 gange og heste er ca. 4 gange mere end får så er 1 LU = 0.8 kvæg/hektar og 1.6 heste/hektar. (anslået vægte for hundyr: får 85kg, kvæg 700kg og hest 350kg).

Ovenstående er samtidig også den mest hensigtsmæssige arealforvaltning for at opretholde sunde og stabile populationer, der ikke bare tager højde for Ensianblåfugl, men også dens værter. Der skabes passende pletvis jordforstyrrelse samtidig med at vegetationen gennemsnitligt holdes relativt lav på 15-25cm, men varieret med spredte forekomster af halvstore buske som Mosebølle (*Vaccinium uliginosum*), Mose-pors (*Myrica gale*) og Krybende pil (*Salix repens*) der tilgodeser værtsmyrerne (Oostermeijer et al. 1994, Elmes et al. 1998, Kesel and Urban 1999, Maes et al. 2004, WallisDeVries 2004, Hampton 2008, Radchenko and Elmes 2010, Hørsving 2012, Humm 2013).

Den foreslåede individtæthed ved helårsgræsning uden tilskudsfodring af våd hede (0.037-0.075 LUs⁶/hektar) er yderligere suppleret af følgende anbefalinger fra primærlitteraturen i direkte forbindelse med forvaltning af habitater til Ensianblåfugl: i) 50kg/hektar/år svarende til 1 får/1.7 hektar/år, 1 kvæg/14 hektar/år eller 1 hest/7 hektar/år (WallisDeVries 2004) og ii) 1 afgræsser/3-10hektar (Maes et al. 2004, hvor afgræssertype ikke er nærmere præciseret). De 50kg/hektar som WallisDeVries (2004) angiver er et gennemsnitstal fra de adspurgte lodsejere på tværs af får og heste (helårsafgræsning) samt kvæg (sommerafgræsning). Tallene afspejler de undersøgte praksisser i Holland og ikke nødvendigvis en praksis, der optimerer vilkårene for Ensianblåfugl. Anbefalingerne i denne rapport baseres på gennemsnitstallet 0.056 LU/ha (husdyrenheder pr hektar), samt et maksimum på 0.091 LU/ha (omregnet fra 50kg/ha) ved beregningerne i tabel 2.1.2, som benyttes til anbefalingerne til lokalitets- og habitatnetværksforvaltning (kapitel 3).

Det har indenfor rammerne af denne rapport ikke været muligt at afdække viden om variationen i de foreslåede forskellige arters og racers fødepræference og effektive græsningstryk. Dette bør gøres for at kunne beregne en fornuftigt og realistisk heterogen sammensætning af vildtlevende planteædere. Vildsvin, der i øvrigt er en naturligt del af den hjemmehørende pattedyrfauna (Aaris-Sørensen 2016), indgår ikke i denne rapport, idet de har en markant anden funktion end traditionelle græsningsdyr (Vermeulen 2015). Derudover er de lovmæssige udfordringer og muligheder for brug af husdyr til helårsgræsning uden tilskudsfodring ikke undersøgt nærmere (Vermeulen 2015), men man kan lære af erfaringerne gjort i forbindelse med det nye afgræsningsprojekt i Nationalpark Mols Bjerger, hvor man netop anvender Galloway kvæg og Exmoor Ponyer (Morten D.D. Hansen, personlig kommentar). Indhegning er en ofte naturlig løsning på udfordringen med uønsket afgræsning. Her foreslås én til få store indhegninger fremfor mange små i forbindelse med sammenhængsskabels, både regionalt og på langs af hele nationalparken

⁶ LUs: husdyrenheder (Livestock units). Omregnet fra Hampton (2008) side 11, er 1 LU/ha = 6.4 får/hektar. Under antagelse af at en ko vejer ca. 8 gange og heste er ca. 4 gange mere end får så er 1 LU = 0.8 kvæg/hektar og 1.6 heste/hektar. (anslået vægte for hundyr: får 85kg, kvæg 700kg og hest 350kg).

Tabel 2.1.2. FCU-område, region og lokalitets- eller områdenavn i Nationalpark Thy. For hver af de identificerede kernepopulationer eller FCU-områder er der beregnet areal (km² og hektar), antallet af gennemsnitlig og maksimal LU/hektar (LU: husdyrenheder) for våd hede (se ”Generelle anbefalinger til arealforvaltning”) og deraf beregnede gennemsnitlige og maksimale antal dyr for hvert område, for hhv. får, kvæg, heste og vilde dyr (valg af husdyrracer har stor betydning på beregningerne). Beregningerne er baseret på de angivne tal i tabel VÆGT og efter en lavintens helårsafgræsning.

FCU/ Region	Lokalitet eller område	Areal (km ²)	Areal hektar	LU/ha Gns.	LU/ha Max	Får Gns.	Får Max	Kvæg Gns.	Kvæg Max	Heste Gns.	Heste Max	Kronhjort	Elg	Rådyr	Eur. bison
Kernepopulation															
Nord	Kokkaer Vand	0.38	37.6	2.11	3.41	13.49	21.83	2.01	3.26	3.37	5.46	4.38	4.64	74.22	3.71
		0.10	10.0	0.56	0.91	3.59	5.81	0.54	0.87	0.90	1.45	1.16	1.23	19.75	0.99
Central	Savbjerg	0.22	21.8	1.22	1.98	7.82	12.65	1.17	1.89	1.95	3.16	2.54	2.69	43.00	2.15
		0.02	2.5	0.14	0.22	0.89	1.44	0.13	0.21	0.22	0.36	0.29	0.31	4.89	0.24
Central	Ålvand	0.02	2.5	0.14	0.22	0.89	1.44	0.13	0.21	0.22	0.36	0.29	0.31	4.89	0.24
		0.02	1.7	0.09	0.15	0.60	0.97	0.09	0.14	0.15	0.24	0.19	0.21	3.30	0.17
Central	Marensbakke	0.02	1.7	0.09	0.15	0.60	0.96	0.09	0.14	0.15	0.24	0.19	0.21	3.28	0.16
		0.02	1.7	0.09	0.15	0.60	0.96	0.09	0.14	0.15	0.24	0.19	0.21	3.28	0.16
FCU1															
Nord	Kokkaer Vand	3.4	340	19.1	30.8	122.0	197.3	18.2	29.4	30.5	49.3	39.6	41.9	670.9	33.5
		0.8	84	4.7	7.6	30.1	48.6	4.5	7.3	7.5	12.2	9.7	10.3	165.3	8.3
Central	Savbjerg	1.1	112	6.3	10.2	40.3	65.2	6.0	9.7	10.1	16.3	13.1	13.9	221.7	11.1
		0.7	68	3.8	6.1	24.3	39.2	3.6	5.9	6.1	9.8	7.9	8.3	133.4	6.7
Central	Marensbakke	0.7	68	3.8	6.2	24.5	39.7	3.7	5.9	6.1	9.9	8.0	8.4	134.9	6.7
		0.1	8	0.4	0.7	2.8	4.6	0.4	0.7	0.7	1.1	0.9	1.0	15.5	0.8
FCU2															
Nord	Kokkaer Vand	13.5	1788	100	162	641	1037	96	155	160	259	208	220	3524	176
		1.2	120	6.7	10.9	43.1	69.7	6.4	10.4	10.8	17.4	14.0	14.8	237.1	11.9
Central	Savbjerg	8.8	882	49.4	79.9	316.1	511.5	47.1	76.3	79.0	127.9	102.5	108.7	1739.0	86.9
		0.7	501	28.1	45.4	179.6	290.6	26.8	43.3	44.9	72.6	58.2	61.7	987.9	49.4
Central	Ålvand	2.2	219	12.3	19.9	78.6	127.2	11.7	19.0	19.7	31.8	25.5	27.0	432.5	21.6
		0.6	65	3.6	5.9	23.2	37.6	3.5	5.6	5.8	9.4	7.5	8.0	127.8	6.4
FCU3															
Nord	Hanstholt Vildtreservat	25.2	2515	141	228	901	1458	134	217	225	365	292	310	4959	248
		11.3	1129	63.3	102.3	404.8	654.9	60.4	97.7	101.2	163.7	131.3	139.2	2226.7	111.3
Central	Bodil'sande-Sandodde Sande	0.8	81	4.5	7.3	29.0	46.9	4.3	7.0	7.2	11.7	9.4	10.0	159.3	8.0
		0.7	66	3.7	6.0	23.6	38.1	3.5	5.7	5.9	9.5	7.6	8.1	129.6	6.5
Central	Stenbjerg Syd	6.5	645	36.1	58.4	231.2	374.0	34.5	55.8	57.8	93.5	75.0	79.5	1271.6	63.6
		4.7	471	26.4	42.7	168.7	273.0	25.2	40.7	42.2	68.2	54.7	58.0	928.1	46.4
Syd	Stenbjerg klitplantage-Lyngby	4.7	471	26.4	42.7	168.7	273.0	25.2	40.7	42.2	68.2	54.7	58.0	928.1	46.4
		1.2	123	6.9	11.2	44.2	71.6	6.6	10.7	11.1	17.9	14.4	15.2	243.4	12.2
FCU1-2	Nord	12.0	1199	67.1	108.6	429.6	695.0	64.1	103.6	107.4	173.8	139.3	147.7	2363.1	118.2
		5.0	929	52.0	84.2	333.1	538.8	49.7	80.4	83.3	134.7	108.0	114.5	1832.1	91.6
Central	Samlet	16.9	2128	119.2	192.8	762.7	1233.9	113.7	184.0	190.7	308.5	247.4	262.2	4195.2	209.8
		12.1	1210	67.8	109.7	433.8	701.8	64.7	104.7	108.4	175.4	140.7	149.1	2386.0	119.3
FCU3	Nord	7.1	711	39.8	64.4	254.7	412.1	38.0	61.5	63.7	103.0	82.6	87.6	1401.2	70.1
		5.9	594	33.3	53.8	213.0	344.6	31.8	51.4	53.2	86.1	69.1	73.2	1171.5	58.6
Central	Syd	5.9	594	33.3	53.8	213.0	344.6	31.8	51.4	53.2	86.1	69.1	73.2	1171.5	58.6
		25.2	2515	140.9	227.9	901.5	1458.5	134.4	217.5	225.4	364.6	292.4	309.9	4958.7	247.9
FCU1-3															
		42.1	4643	260	421	1664	2692	248	401	416	673	540	572	9154	458

2.1.2. Afbrænding

Afbrænding kan anvendes med lav frekvens på mindre arealer relativt til det samlede areal (Hampton 2008). Afbrænding bruges med succes i Sverige og Belgien, og fravær af tidligere traditionelle afbrændingsmåder anses for at være en stor årsag bag tilbagegangen af Klokke-Ensian og Ensianblåfugl (Maes et al. 2004, Appelqvist and Bengtsson 2007). Afbrænding af vegetationen (selv relativt store afbrændte områder) har en stor gavnlig fitness-effekt for Klokke-Ensian især hvad angår rekrutteringen nye individer (Chapman et al. 1989, Appelqvist et al. 1998). Generelt er effekten af ild beskeden på etablerede voksne Klokke-Ensianindivider, mens 1-årsplanter har en markant øget mortalitet (Chapman et al. 1989). Afbrænding kan dog også have negative konsekvenser for overlevelsen af den våde hede, herunder for mosser og laver, og tørvejorden kan tabes ved erosion (Hampton 2008).

Timing'en af afbrænding er afgørende for at øge de positive effekter og bør gøres i den sene vinter eller det tidlige forår, hvor forhold med kraftig vind skal undgås (Hampton 2008). Storskala afbrænding (~20 % af i alt 800 hektar) i det tidlige forår havde ikke en målbar effekt på både lokale populationer og metapopulationen som et hele for to andre *Maculinea*-arter (Nowicki et al. 2015). Ved naturgenopretning kan regelmæssig afbrænding af moderat intensitet med efterfølgende afgræsning have en gavnlig effekt (Chapman et al. 1989, Kesel and Urban 1999, Mouquet et al. 2005, se også senere afsnit om restaurering af degraderet habitat). Naturligt opstået brand bør tillades i en hvis udstrækning.

2.1.3. Høslæt/slåning

Maskinel høslæt/slåning er en højintens forvaltningsform og bør for så vidt muligt undgås, da store maskiner komprimere jorden, øger jorderosion og skaber store områder med jordforstyrrelse (Hampton 2008). Hvis høslæt er en nødvendighed for at holde vegetationen lav, bør man prioritere manuel høslæt/slåning frem for maskinel, hvor afklippet skal fjernes (Hampton 2008, Houston 2008).

Hvis maskinel slåning er nødvendig anbefales køretøjer med dæk der har et lavt jordtryk og slåningen bør foregå i den tørre del af sommeren og ikke før medio juli for at undgå større skader og af hensyn til ynglende fugle (Hampton 2008). Dette er dog i skarp kontrast til, at foryngelsen af hede oftest er bedre ved forårshøslæt og at høslæt/slåning bør foretages udenfor den reproduktive periode af både Ensianblåfugl og Klokke-Ensian⁷ (Johst et al. 2006, Wynhoff et al. 2011). Den anbefalede frekvens af høslæt eller slåning for at gavne Klokke-Ensian er hver andet år hvor afklippet fjernes (Oostermeijer et al. 1994). Et enkelt sent høslæt, efter Ensianblåfuglelarverne har forladt værtsplanten, forøger abundansen af værtsmyreren og forbedrer dermed de potentielle levevilkår for Ensianblåfugl (Grill et al. 2008).

⁷ Altså skal høslæt undgås mellem primo juli og ultimo september.

2.1.4. Tørveskrælning

Tørveskrælning⁸, fjernelsen af det øverste jordlag, var tidligere en almindelig praksis i hedeforvaltningen og nulstiller successionen af vegetationen (Hampton 2008, Houston 2008). Metoden er ofte anvendt i Holland og Belgien for at øge rekrutteringen af nye Klokke-Ensianplanter på især degraderede habitater, hvor jordlaget fjernes på mindre områder (se også afsnit 2.4).

2.2. STORE HABITATER ELLER POPULATIONER

Den ideelle forvaltning af Ensianblåfuglens habitat afhænger i høj grad af størrelsen på området og habitatets kvalitet eller successionsstadium. For store områder/habitater anbefales den generelle form for forvaltning af fugtige heder og klitlavninger med etableret naturlig hydrologi at være helårsgræsning med lav dyretæthed og heterogen sammensætning uden tilskudsfodring (Hampton 2008, Houston 2008). Den primære funktion af afgræsningen er en vedvarende jordbundsforstyrrelse samt vedligeholdelse af en relativt lav men varieret vegetationshøjde herunder reduktion af store vedplanter (Webb 1998, Hampton 2008). Som supplement kan anvendes afbrænding efter behov. Se yderligere specificeringer i afsnittene 2.1.1 og 2.1.2, om afgræsning og afbrænding.

2.3. SMÅ HABITATER ELLER POPULATIONER

Den ideelle forvaltning af Ensianblåfuglens habitat afhænger i høj grad af størrelsen på området og habitatets kvalitet eller successionsstadium. Små populationer af Klokke-Ensian har en mindre frøproduktion og pålideligheden af succesfuld frøproduktion er lavere end i store populationer, oftest fordi habitaterne er små og/eller af ringere kvalitet. En udfordring for småpopulationer er at både arts – og individantallet af bestøverfaunaen (som Klokke-Ensian er afhængig af) samt sameksisterende blomstrende planter også ofte er begrænset (Petanidou et al. 1995, Oostermeijer et al. 1998).

Afbrænding eller tørveskrælning anbefales på småområder omkring blomstrende individer og evt. i kombination med moderat afgræsning vha. får eller kvæg (udenfor blomstringstiden) eller delvise høslæt/slåning hvert andet år, hvor afklip fjernes (Oostermeijer et al. 1994).

For små habitater eller populationer er det svært at udføre lavintens helårsgræsning som anbefalet for store områder. I stedet kan anvendes periodisk moderat til højintens forvaltningsindsatser, men oftest i mindre skala og mere målrettet. Førsteprioriteten for små habitater eller populationer vil være at øge deres areal enten ved egentligt arealudvidelse eller ved forbedring af det omkringværende habitat. En arealforøgelse af det egnede habitat er dog den eneste genopretningsløsning for at gøre populationen af Klokke-Ensian levedygtig på lang sigt (Oostermeijer et al. 1998).

For små områder eller populationer i nedgang bør forvaltningen være målrettet lokal (fx få m² omkring Klokke-Ensian) afbrænding eller overfladisk tørveskrælning i kombination med passende afgræsning, fra 2 uger før flyvningen begynder til larverne er adopterede. Dødt og

⁸ "Sod-cutting" i engelsksproget litteratur

døende plantemateriale kan fjernes for at eksponere friske skud af fx Blåtop, hvilket kan guide de græssende dyrs fødesøgning (Maes et al. 2004). Hvis populationen af Klokke-Ensign er lille, skal afgræsning helt undlades i perioden fra før blomstring til efter frøspredning. Andre årsager til at populationer af *Maculinea* er små eller i nedgang skyldes, at der er *i)* for få kolonier af værtsmyrerne, *ii)* ringe overlap mellem forekommende værtsplante og -myrer i ellers passende antal og tæthed eller *iii)* for stor tæthed af værtsplanten relativt til antallet af værtsmyrekolonier (Elmes et al. 1998).

Naturlig rekolonisering af genoprettet habitat, hvor der på forhånd eksisterer en (vel)etableret population af *Myrmica*-værten, sker normalt hurtigt fra omkringværende kolonier ved knopskydning og vil formodentligt være uden væsentligt bidrag fra flyvende gravide hunner (Elmes et al. 1998). Værtsmyrerne reagerer typisk meget hurtigere på pludselige habitatsændringer, som fx genopretningstiltag, end værtsplanterne (Elmes et al. 1998)

2.4. RESTAURERING AF DEGRADERET HABITAT

Ingen eller uhensigtsmæssig forvaltning af lokaliteter kan være en stærk årsag bag populationer i nedgang, ligesom habitatfragmentering og isolering af bestande vil forstærke de negative effekter og risikere en mindsket sandsynlighed for regional langtidsbevarelse.

Forringet habitatkvalitet skyldes typisk dræning, manglende afgræsning, næringsstofpåvirkning eller en kombination af disse. Lavere jordfugtighed og højere koncentration af næringsstoffer øger dækningsgraden af græsser (særligt Blåtop, *Molinia caerulea*) og reducere dækningsgraden af hedeplanter (fx Klokke-Lyng og Hedelyng) som en følge af konkurrenceforskydningen (Oostermeijer et al. 1998). De umiddelbare grunde bag det degraderede habitat (eller en yderligere forringelse af kvaliteten) skal stoppes inden en øgning af populationsstørrelse kan forventes (Oostermeijer et al. 1992, Kesel and Urban 1999, Höttinger et al. 2003). Dernæst bør man implementere en periodisk intensiv og målrettet forvaltning, der først sikrer en favorabel kvalitet af eksisterende habitat, hvor Ensianblåfugl forekommer og dernæst øger kvaliteten og arealet af det omkringværende habitat. Denne intensive indsats bør være kortvarig da den samtidig også er ressourcekrævende (Maes et al. 2004) og efterfølges af en lavintens forvaltning. En arealforøgelse af det egnede habitat er den eneste genopretningsløsning for at gøre populationen af både Ensianblåfugl og Klokke-Ensign levedygtig på lang sigt (Oostermeijer et al. 1998, Maes et al. 2004). Hvis der benyttes moderat (eller i sjældne tilfælde mere intensiv) afgræsningsniveau, bør planteæderne fjernes i perioden fra start juli til medio september, hvor Ensianblåfugl flyver, lægger æg, larverne adopteres af Stikmyrerne, og hvor Klokke-Ensign blomstrer og udvikler sine frø.

De intense forvaltningsformer som periodisk højintensiv afgræsning, høslæt og afbrænding frarådes generelt, selvom disse dog anvendes målrettet flere steder i Europa på mindre områder eller degraderede habitater (Hampton 2008). Geder kan bruges især ved genopretning af lokaliteter tilgroet med vedplanter som fx Birk, Fyr eller Ene. Hårdføre kvægracer med et varieret fødevalg har den størst gavnlige bevaringseffekt sammenlignet med produktionsracer (Hampton 2008). For meget små habitater eller kritisk truede populationer af både Ensianblåfugl og Klokke-Ensign kan det være nødvendigt at mindske

den ukontrollerede vildtgræsning ved fx at reducere eller fjerne vildtfoderpladser eller at indhegne området og kun anvende manuelle forvaltningsmetoder (Höttinger et al. 2003).

Ved genopretning af kritisk små eller kvalitetsforringede habitater anbefales målrettet tørveskrælning omkring Klokke-Ensiplanter for at øge rekrutteringen af både nye Klokke-Ensiplanter og hedeplanterne Klokke-Lyng (*Erica tetralix*) og Hedelyng (*Calluna vulgaris*), der har en faciliterende effekt på rekrutteringen af bestøvere til Klokke-Ensi (Oostermeijer et al. 1998). For at skabe optimale vilkår for foryngelse af Klokke-Ensipopulationen (rekruttering af nye planter) anbefales tørveskrælning på adskillelige småområder i nærheden af Klokke-Ensiplanter hver 5-15 år, hvilket skaber huller med bar og fugtig/våd jord med passende frekvens (Oostermeijer et al. 1992, Kesel and Urban 1999). Alternativt kan anvendes lange og relativt smalle striber skiftevis med tørveskrælning og skånet vegetation som formodes at have et stort potentiale for genopretningen af både Klokke-Ensi og *Myrmica* (Maes et al. 2004). I skånestriberne kan man anvende mindre intense tiltag som fx en sen høslæt/slåning og fjerne afklippet for at åbne vegetationen op og dermed forbedre levebetingelserne for Klokke-Ensi (Maes et al. 2004).

Ved restaurering af populationer i nedgang er der flere anbefalinger. Indledningsvis en omfangsrig tørveskrælning (Oostermeijer et al. 1998, Kesel and Urban 1999) og/eller en moderat til intensiv afgræsning (Kesel and Urban 1999) særligt for områder, hvor vegetationen domineres af Blåtop og/eller større vedplanter. Bestøvere er essentielle for at rekruttere nye Klokke-Ensi, da den kun reproducerer sig ved kønnet formering og primært bestøves af humlebier (*Bombus* sp.) (Simmonds 1946, Petanidou et al. 1995). En relativ divers bestøverfauna, der primært udgøres af *Bombus*-arter, er formodentlig meget vigtig for at sikre en god bestøvning både til føde for Ensianblåfugl og sikring af Klokke-Ensians reproduktion (Petanidou et al. 1995). Derfor bør vilkårene for sameksisterende insektbestøvede planter som Klokke-Lyng (*Erica tetralix*), Hedelyng (*Calluna vulgaris*) og Benbræk (*Narthecium ossifragum*) forbedres for små eller degraderede populationer (Oostermeijer et al. 1998). Disse tiltag vil samtidig betyde, at der kan beholdes et rimeligt niveau af genetisk diversitet (Volis et al. 2005). Ved naturgenopretning synes regelmæssig afbrænding (hver 2.-6. år) med moderat intensitet efter frøspredning at have den bedste effekt på hele det tritrofiske system, efterfulgt af periodisk moderat til intens afgræsning hver 2.-3(-4.) år⁹ (Chapman et al. 1989, Kesel and Urban 1999, Mouquet et al. 2005).

2.4.1. Områder uden Ensianblåfugl

For degraderede habitater, hvor Ensianblåfugl tidligere har været eller hvor habitatet potentielt kunne understøtte Ensianblåfugl (særligt FCU3-områder, se afsnit 5.2.), kan forvaltningstiltagene være mere intensive i opstartsperioden af naturgenopretningen, men kræver stadig at tilstandene for værterne ikke forværres. Eksempler på forvaltningsindsatser er tørveskrælning og afbrænding á 100-1000m² områder eller højere græsningstryk (Maes et al. 2004). Stikmyreværterne kan sagtens være til stede og kan kolonisere genoprettet habitat hurtigt, men man bør altid efterlade uforstyrrede områder ved storskala tiltag, for at understøtte myrernes rekolonisering af det genoprettede habitat (Elmes et al. 1998, Maes et

⁹ slåning/høslæt og tørveskrælning kun har minimal generel effekt

al. 2004). Her forventes lange og relativt smalle striber skiftevis med tørveskrælning og skånet vegetation at have det største potentiale for genopretningen af både Klokke-Ensian og *Myrmica* (Maes et al. 2004). I skånestriberne kan man anvende mindre intense tiltag som fx en sen høslæt/slåning og fjerne afklippet for at åbne vegetationen op og dermed forbedre levestederne for Klokke-Ensian (Maes et al. 2004).

Forøgelse af eksisterende habitat og skabelse af ny habitat fx ved trædestensmodellen bør gøres i umiddelbar nærhed af (våd) hede for at mindske både omkostningerne og tiden det tager af forbedre eller omlægge til egnet habitat. Dette skal overvejes nøje inden løsninger beskrevet her implementeres direkte og vil formodentligt kræve en case-by-case tilgang (Radchuk et al. 2012).

2.5. GENSKABELSE AF HEDE NÅR UDGANGSPUNKTET ER PLANTAGE/NÅLESKOV

Det er svært og langsommeligt at genskabe hede (med fugtige partier) når udgangspunktet er nåleskovsplantage. Både skovdriftsformen og tiden siden området sidst var hede er afgørende for bundvegetationens sammensætning af de oprindelige hedeplanter og deres frøbank. Eksempelvis er levedygtigheden af den oprindelige frøbank mindst, hvor jorden har været tør eller drænet og er negativt korreleret med alderen på plantagen (Pywell et al. 2002). I plantager over 70 år er rekrutteringen af nye hedeplanter fra frøbanken¹⁰ meget begrænset (Pywell et al. 2002).

Der er generelt beskeden viden om, hvordan afviklingen af plantage (især nåleskovsplantage) skal foregå for at genoprette hede af høj kvalitet. Om afvikling af plantage bedst sker ved traditionel forstlig renafrift eller fx ved provokeret stormfald gennem tynding fra vestbryn og efterladelse af rodvæltre må afhænge af en nærmere granskning af erfaringer fra Østerild Plantage og andre steder. Formålet med afskovningen og genetableringen af naturlig hydrologi i Østerild Plantage, var netop at genskabe heden med fugtige partier – og tilmed i nærheden af en Ensianblåfuglpopulation (se basismoniteringer og successionsundersøgelser i Nygaard et al. 2011, Wind 2013, 2016). En afvikling behøver for Ensianblåfugls vedkommende ikke være en renafrift, men det er essentielt at de fugtige partier koloniseres af Klokke-Ensian, og at der er et overlap mellem disse og Stikmyreværterne. Ensianblåfugl synes tilmed ofte at forekomme nær skov eller beplantninger. De kan have en dæmpende effekt på blæst, hvilket kan være en fordel for de Ensianblåfugl, der begrænser sin flyvning i kraftig vind (David Nash, personlig meddelelse, Andreas Kelager, personlig observation). Hvis udsigten til at hedevegetation erstatter plantage ved rydning er ringe, så vil en mosaik af åben, græsset blandskov og helt åbne områder måske være naturmæssigt mere interessant og en mindst lige så god spredningsvej for Ensianblåfugl, som et monospecifikt område af fx Bjerg-rørhvene (*Calamagrostis epigejos*) eller Bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*).

De bedste resultater ved restaurering af våd hede opnås jo tættere området er på andre våde heder i god tilstand, hvorfra hedearterne kan spredes. Som et i led i at øge koloniserings-hastigheden kan frø høstes fra nærliggende områder fx vha. en snitter/høstmaskine (Hampton 2008) eller ved at høste dele af frøbanken. Førnelaget i plantager er ofte for stort til

¹⁰ primært de mest almindelige hedeplanter som Hedelyng (*Calluna vulgaris*) og Klokke-Lyng (*Erica tetralix*)

at den oprindelige frøbank med hedeplanter kan aktiveres. Derfor bør tørveskræling af førnelaget overvejes, men udføres med varsomhed, da det meste af den oprindelige frøbank ligger i de øverste 5 cm af den underliggende mineraljord (Mitchell et al. 1998, Pywell et al. 2002). Der findes op til 10 gange så mange næringsstoffer pr. hektar i Skovfyrplantage (*Pinus sylvestris*) sammenlignet med hede. Fjernelse af førnelaget, så den essentielle mineraljord lige netop blotlægges, kan have en meget positiv effekt på genopretningen af heden (Mitchell et al. 1998, Mitchell et al. 2000).

2.6. FORVALTNING AF LANDSKABER OG HABITATNETVÆRK

Naturligt lever Ensianblåfugl formodentligt i de fleste tilfælde i en metapopulationsstruktur med fluktuationer af uddøen og rekolonisering af lokale populationer (Nowicki et al. 2007, Nash et al. 2008).

Sjældne realiserede langdistance spredninger mellem populationer¹¹ er notorisk svære at måle eller estimere, men anerkendes som utroligt vigtige for sommerfugle, der lever i en metapopulation (Baguette 2003, Van Dyck and Baguette 2005) herunder også for Ensianblåfugl (Maes et al. 2004, Cormont et al. 2013, Nowicki et al. 2014). En både betragteligt forøget lokal populationsuddøen og markant lavere koloniserings sandsynlighed ses for små og isolerede habitater (Nowicki et al. 2007) hvilket også forudsiges af den klassiske metapopulationsteori (Hanski 1994). Det betyder at spredningsbetingelserne for at opretholde en metapopulationsstruktur bør være til stede for sikre en langsigtet opretholdelse.

Distancen og landskabsmatricen mellem populationer er begge afgørende faktorer for succesfuld spredning (Van Dyck and Baguette 2005). Arter af *Maculinea* har en betydelig højere spredningsdødelighed, når den omkringliggende matrix er skov i forhold til lysåbne landskaber. Dette forventes at medfølge en stærk naturlig selektion mod langdistance-spredning mellem habitater (Van Dyck and Baguette 2005, Nowicki et al. 2014, Cote et al. 2017). Sidstnævnte er understøttet af en mindsket emigration (udvandring) i skovfyldte områder (Nowicki et al. 2014). Sparsomt data peger også på at Ensianblåfugl generel skyr skove og træbevoksede områder (Maes et al. 2004). Til trods for dette er den set flyve over trætoppe i søgen efter egnet habitat (Maes et al. 2004), hvilket kan øge spredningsdistancen men samtidig reducere den realiserede spredning pga. en større dødelighed (Nowicki et al. 2014).

En forøgelse af egnede habitater for Ensianblåfugl er det mest omkostningseffektive virkemiddel til at øge bærekapaciteten og levedygtigheden af metapopulationen fremfor fx at forbedre kvaliteten af eksisterende egnet habitat (Radchuk et al. 2012). Det skyldes at selvom eksisterende habitater blev restaureret, er de ofte for små (<0.5 hektar) til at opretholde en

¹¹ En realiseret spredning mellem populationer er en succesfuld spredning af et individ, fra én population til en anden, og som samtidig bidrager til reproduktionen/genpuljen i modtagerpopulationen.

lokal levedygtig bestand. Oprettelse af store trædesten¹² mellem eksisterende habitater viste sig som en god men økonomisk ressourcekrævende løsning (Radchuk et al. 2012).

Klimaforandringer vil formodentligt have en negativ påvirkning på Ensianblåfugl og dens værter på regional- til lokalskala og i den kontekst peges der på vigtigheden af, at både Ensianblåfugl og Klokke-Ensiar har reelt eller potentielt egnede eller habitater at sprede sig til (Cormont et al. 2013).

Maes et al. (2004) anbefaler at egnet habitat genoprettes og nye habitater skabes for at øge den lokale til regionale netværksforbindelse mellem habitaterne. Her er trædesten af egnet habitat meget bedre end smalle(re) korridorer (fx skovstier). Populationskonnektiviteten bør forbedres fx ved at mindske spredningsmodstanden mellem populationerne ved at omdanne uegnet habitat til egnet habitat (Volis et al. 2005). Der findes en del forskningsresultater, som peger på at spredningskorridorer mest fungerer for højmobile og/eller generalist-arter. Selv hvor korridorer leder til øget spredning af individer, er der ingen direkte evidens for at dette øger populationernes levedygtighed, da korridorerne ofte er smalle med marginalt eller suboptimalt habitat (Simberloff et al. 1992, Horskins et al. 2006, Hodgson et al. 2011). For sommerfugle specifikt peger de fleste resultater på ingen effekt – eller endog negativ effekt for specialister og arter med lav mobilitet, ved at lede individer ud i uegnet eller suboptimalt habitat som ikke kan understøtte hele eller dele af arternes livscyklus (Thomas 2000, Öckinger and Smith 2008). Derfor er den generelle anbefaling, at store sammenhængende habitater er den bedste løsning for at skabe forbindelse mellem ellers isolerede populationer i et fragmenteret landskab.

2.7. REINTRODUKTION OG 'RESTOCKING'

Reintroduktion er udsætning af individer af en art i dens hjemmehørende område, hvorfra den er forsvundet eller blevet udryddet. 'Restocking'¹³ er udsætning af individer af en art i dens hjemmehørende område for at øge populationen eller genpuljen (Volis et al. 2005, Perez et al. 2012). For begge typer gælder det at individer af vilde arter indfanges fra én lokalitet og udsættes på en anden.

Helt generelt bør reintroduktioner være velovervejede og følge den hierarkiske beslutningsproces for translokationer¹⁴, som foreslået af Perez et al. (2012). Ved beslutningsprocessen gennemgås og overvejes 10 kriterier fordelt på niveauerne nødvendighed, risikobedømmelse samt teknisk og logistisk egnethed.

Reintroduktion af Ensianblåfugl skal kun overvejes for områder som har reelt egnet habitat (Maes et al. 2004, se også afsnit 5.2.). Restocking skal kun overvejes, hvor populationen er kritisk lav eller har et betydelig niveau af indavlsdepression og når genopretning eller forøgelse af egnet habitat mellem populationer ikke vurderes at kunne redde populationen på

¹² mindst 4 hektar

¹³ Kan også benævnes genopfyldning

¹⁴ Translokationer er tilsigtet udsætning af organismer fra ét område til et andet for at forsøge etablering eller re-etablering levedygtige fritlevende populationer af truede arter. Der findes tre typer translokationer: introduktion, reintroduktion og restocking.

kort sigt. For både reintroduktion og restocking kræves der, at man undersøger "matching" mellem modtagerpopulationen af værtsmyrer og potentielle donorpopulationer af Ensianblåfugl for at sikre at adoptionsraten/-succesen er rimelig (Nash et al. 2008). Ensianblåfugls lokale tilpasning til værtsmyrerne (i Danmark især *Myrmica rubra*) er meget vigtig at tage højde for ved translokationsprogrammer (Nash et al. 2008).

Der er pt. ingen dokumenterede tilfælde af reintroduktion af *Maculinea alcon*. Der er dog udført reintroduktion af tre andre *Maculinea*-arter: *Maculinea arion* i England (Thomas et al. 2009) og *M. teleius* og *M. nausithous* i Holland (Wynhoff 1998, van Langevelde and Wynhoff 2009), som overvejende har været succesfulde.

2.8. EFFEKTMONITERING AF FORVALTNINGSINDSATSER OG GENOPRETNINGSTILTAG

For alle forvaltningsindsatser, der direkte eller indirekte forventes at påvirke Ensianblåfugl i de eksisterende populationer, bør der sikres midler til både at opsætte evaluerbare forvaltningsmål, og som minimum at udføre og dokumentere undersøgelser af forvaltnings-effekten for at sikre retning og hastighed for tiltagene. En baselineundersøgelse af Ensianblåfugl og dens værter som bedre afdækker populationsstørrelse og deres rumlige fordeling, er i denne sammenhæng ønskværdig (Oostermeijer et al. 1994, Elmes et al. 1998, Höttinger et al. 2003, Maes et al. 2004). Nedenstående listes forskellige evalueringsmål.

2.8.1. Evalueringsmål for Ensianblåfugl og dens værter

- Optimale vilkår for Ensianblåfugl er når 30-40% af Klokke-Ensiplanterne (minimum 10%) er indenfor Stikmyreværternes (*Myrmica ruginodis* og *Myrmica rubra*) fødesøgningsdistance for Ensianblåfugl (Elmes et al. 1998).
- En positiv udvikling af aldersstrukturen¹⁵ af Klokke-Ensiplanpopulationen bør resultere i at alle aldersklasser forekommer, som man ser ved juvenile og modne populationsstadier, og udviklingen bør monitoreres løbende, da der kan være stor årsvariation i både rekrutteringen af nye planter og fordelingen af vegetative og generative voksne planter (Oostermeijer et al. 1994).
- For *Myrmica ruginodis* og *Myrmica rubra* kan der under optimale vilkår være 1 koloni/m², men 1 koloni/5-10 m² er mere normalt (Elmes et al. 1998). Bemærk at *Myrmica*-kolonierne er meget dynamiske, og at ændringer kan foregå meget hurtigere end fluktuationerne for Klokke-Ensiplan, som har relativt langsom populationsdynamik (Elmes et al. 1998)

2.8.2. Evalueringsmål for habitater

Det optimale habitat for Ensianblåfugl er en vegetationsmosaik af både tidlige og etablerede successionsstadier, der sameksisterer på lille skala (få meter). Regenereringen af Klokke-Ensiplanpopulationen faciliteres af tidlige (pionér) successionsstadier med relativ lav vegetationshøjde, mens *Myrmica*-værterne har optimale vilkår ved etableret (mellem) successionsstadier hvor græs-, urte- og buskedække samt førne er forekommende

¹⁵ Aldersklasser: kimplanter, juvenile, vegetative voksne, generative voksne.

(Oostermeijer et al. 1994, Elmes et al. 1998, Kesel and Urban 1999, Maes et al. 2004, WallisDeVries 2004, Hampton 2008, Radchenko and Elmes 2010, Humm 2013).

- Der skal være passende pletvis jordforstyrrelse (dvs. forekomst af barjord) i en lav vegetation på gennemsnitligt 15-25cm, men varieret med forekomster af græstuer, dværgbuske og halvstore buske, der tilgodeser værtsmyrerne (Oostermeijer et al. 1994, Elmes et al. 1998, Kesel and Urban 1999, Maes et al. 2004, WallisDeVries 2004, Hampton 2008, Radchenko and Elmes 2010, Humm 2013).
 - Vigtigste græsser: Blåtop (*Molinia caerulea*) og Bølget bunke (*Deschampsia flexuosa*). Tætheden af Blåtop har en negativ effekt på antal og forekomst af Klokke-Ensian, men Stikmyreværterne benytter ofte tuer af blåtop som redested.
 - Vigtigste dværgbuske: Klokke-Lyng (*Erica tetralix*), Hedelyng (*Calluna vulgaris*) og Revling (*Empetrum nigrum*). Klokke-Ensian er positivt associeret med Klokke-Lyng da begge forekommer i de fugtigere dele af heden (lavningerne).
 - Vigtigste halvstore buske er Mosebølle (*Vaccinium uliginosum*), Mose-pors (*Myrica gale*) og Krybende pil (*Salix repens*), især for forekomsten af Stikmyreværterne.
- Klokke-Ensian (og bestøverfaunaen) har en reproduktiv fordel ved forekomst af sameksisterende bestøvertiltrækkende planter som fx Klokke-Lyng (Petanidou et al. 1995).
- Omkring 10-20% bar jord (minimum 5% og maksimalt 40%) giver gode betingelser for forekomsten af juvenile og modne populationer af Klokke-Ensian (Oostermeijer et al. 1994).

Plettet Gøgeurt (*Dactylorhiza maculata* ssp. *maculata*) forekommer ind i mellem på lokaliteter med Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*). Foto af Andreas Kelager



3. ANBEFALINGER TIL FORVALTNING AF ENSIANBLÅFUGL

Det mest centrale prioriteringsværktøj i anbefalingerne til forvaltning af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy er de såkaldte Functional Conservation Units (FCU). FCU-områder er arealer målrettet naturbevaringsindsatsen for Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) og inddeles i tre kategorier baseret på sandsynligheden for dens forekomst. FCU-områderne er tidsligt og rumligt dynamiske enheder med tilstedeværelsen af potentielt (eller reelt) egnet habitat og hvor specifik naturforvaltnings- og naturgenoprettelsesindsatser bør koncentrerer (se også kapitel 5.2 for yderligere specificering). I denne rapport er de identificerede FCU-områder baseret på den modellerede sandsynlighed for forekomst af potentielt egnet habitat, som her dækker de primære aspekter af Ensianblåfugls habitatkrav - herunder reproduktion, fouragering og spredning (se også kapitel 5.1).

3.1. PRIORITERING AF OVERORDNEDE ANBEFALINGER

Helt overordnet opdeles anbefalingerne i 5 indsatsområder for den fremtidige forvaltning af Ensianblåfugl og dens værter i Nationalpark Thy, herunder også de tilknyttede habitater. En detaljeret gennemgang af anbefalingerne kan læses i de efterfølgende afsnit.

1. Sikring af langvarig opretholdelse af eksisterende kernepopulationer i nationalparken
– se afsnit 3.4
2. Skabe bedre sammenhæng mellem de centralt beliggende kernepopulationer
– se afsnit 3.5.1
3. Skabe sammenhæng mellem de nordligt beliggende kernepopulationer
– se afsnit 3.5.2
4. Fyldestgørende kortlægning af Ensianblåfugl og dens værter i nationalparken
– se afsnit 4.2-4.4
5. Skabe sammenhæng mellem kernepopulationerne og de potentielt egnede habitater på langs af nationalparken
– se afsnit 3.5.3

3.2. FCU-OMRÅDERNES BETYDNING FOR FORVALTNING

Functional Conservation Units (FCU-områderne) er samtidig et prioriteringsværktøj målrettet naturbevaringsindsatsen for Ensianblåfugl. En FCU er en tidslig og rumlig dynamisk enhed med for fokusarten reelt eller potentielt egnet habitat, og hvor specifik naturforvaltnings- og naturgenopretningsindsatser bør koncentrerer (se afsnit 5.2). Figurerne 3.1 og 3.2 viser forvaltningskort med kernepopulationer og FCU-områderne samt udpegede områder, der kan indgå i genskabelsen af regional biologisk sammenhæng samt på tværs af nationalparken.

Samlet set er arealet for områderne Functional Conservation Units 1 og 2 (FCU1 og FCU2) på over 2100 hektar, hvor ca. 184 Galloway kvæg eller ca. 308 Exmoor ponyer ville kunne opretholde kvalitetshabitat for Ensianblåfugl (tabel 2.1.2). Inkluderer man alle FCU-områderne (FCU1-3) giver det et samlet areal på næsten 4650 hektar, der kan understøtte ca. 400 Galloway eller ca. 670 Exmoor ponyer. Hvis der skabes reel sammenhæng mellem disse ved især afvikling af plantageområder (se evt. Tabel 7.1 i bilaget), vil dette areal øges med

yderligere ca. 2500 hektar, og det er forventet, at man som minimum vil kunne understøtte enkeltbestandstørrelse på ca. 840 Krondyr. De generelle anbefalinger opfordrer dog til at anvende en heterogensammensat græsning, hvis kombinerede græsningstryk skal undersøges nærmere.

Omlægning af jord er en mulighed for at skabe sammenhæng mellem eksisterende FCU-fragmenter, såfremt det er muligt at genskabe topografisk heterogen klithede med tuer og lavninger, der tillader forekomst af både værtsmyrerne og værtsplanten. Visionen for Nationalpark Thy er først og fremmest at bevare og styrke naturen, dens kontinuitet, frie dynamik og sammenhæng, særligt for de betydningsfulde klithedelandskaber (Andersen et al. 2016). Visionen er en prioritering af især områder, hvor der med rimelighed kan forventes at blive genetableret oprindelig natur herunder klitheder og klithedlavninger. Dette skal primært ske ved genetablering af naturlig hydrologi samt rydning af plantager og småbeplantninger på potentielt fugtig bund (Andersen et al. 2016). Omlægningen kan også være udtagning af ekstensivt (og i sjældnere tilfælde intensivt) drevet landbrug til biodiversitetsunderstøttende formål. For forvaltningskort og støttekort over hele nationalparken, se afsnit 7.2-7.6 i bilagsmaterialet.

3.3. KRITERIER FOR UDVÆLGELSE AF NATURGENOPRETNINGSSOMRÅDER

Der er ikke arbejdet med fremtidsscenarier i modelleringsarbejdet (Kelager et al. 2015a), der ligger til grund for udpegningen af FCU-områderne. Det betyder, at man ikke direkte kan bruge indeværende arbejde til at udpege områder, der med rimelig sandsynlighed vil kunne genoprettes til klithede med våde eller fugtige partier. Et sådan arbejde kræver yderligere analysearbejde, hvilket ligger udenfor rammerne af denne rapport. I stedet er valgt visuel inspektion af forskellige datakilder for at vurdere sandsynligheden for at kunne skabe eller genoprette egnet habitat for Ensianblåfugl, som alternativ. Højdemodellen (LiDAR 160 cm) og det topografiske fugtighedsindeks (TWI, Moeslund et al. 2013) er de primært anvendte kilder i denne vurdering, i kombination med BASEMAP (Levin et al. 2012), Orthophoto fra foråret 2016 (© COWI 2016), georefereret information om statsejede eller kommunalt ejede områder og observationer af Ensianblåfugl og Klokke-Ensign med en opløsning ≤ 100 m.

De primære formål med naturgenopretning af egnet habitat for Ensianblåfugl er primært at skabe større biologisk sammenhæng mellem kernepopulationer og FCU1-områder og sekundært arealudvidelse af habitat i forbindelse med eksisterende kernepopulationer og FCU1-områder. Begge typer bør tage udgangspunkt i matricen imellem og omkring kernepopulationerne og inkludere flest mulige FCU-områder. Det skal understreges at sammenhæng i denne kontekst kun opnås ved at skabe større egnede levesteder mellem fokusområderne - og skal altså ikke ses som smalle "spredningskorridorer" mellem disse. Korridorer vil for specialist og lavmobile arter som Ensianblåfugl ikke øge hverken den realiserede spredning eller populationernes levedygtighed (Thomas 2000, Öckinger and Smith 2008, se også afsnit 2.6).

3.4. SIKRING AF LANGVARIG OPRETHOLDELSE AF KERNEPOPULATIONER

Dette afsnit tager udgangspunkt i de identificerede kernepopulationer samt FCU1-områder, hvor individer forventes regelmæssigt at forekomme. FCU2-områderne relateret til kernepopulationerne er også inkluderet primært i forbindelse med potentiel arealudvidelse og delvist i forbindelse med at skabe større sammenhæng mellem kernepopulationer.

Via feltarbejdet i 2012 blev der identificeret 5 kernepopulationer, hvoraf 4 er relativt store og forekommer på statsejet jord (Kokkær Vand og Savbjerg, Ålvand og Marensbakke) og 1 er lille og forekommer på privatejet jord (Vestergård). De centralt placerede populationer huser betydeligt større genetisk variation og er mere forskellige fra hinanden end de nordligste. Til gengæld har de nordligt beliggende populationer 6-13 gange større populationsareal end de centrale. Ved en vurdering af de demografiske, populationsgenetiske og biogeografiske undersøgelser anses alle 5 kernepopulationer som essentielle for den fremtidige bevarelse af Ensianblåfugl i Nationalpark Thy.

Nedenstående indsatsområder bør ligge til grund for en prioritering af den fremtidige forvaltning af kernepopulationerne

1. Græsningstrykket på **Vestergård** bør nedjusteres hurtigst muligt og sæsonreguleres bedre. Arealet under én forvaltningsplan bør øges på tværs af lodsejere i videst mulige omfang og sikres permanent.
2. Fælles forvaltningsplan for **Marensbakke** på tværs af lodsejere bør implementeres og arealerne sikres permanent. Yderligere afdækning af forekomst og tætheder af Ensianblåfugl og dens værter er ønskværdig.
3. Fælles forvaltningsplan for **Kokkær Vand** bør implementeres, men først efter en habitatundersøgelse af den vestlige halvdel.
4. Fælles forvaltningsplan for **Ålvand** på tværs af lodsejere bør implementeres og arealerne sikres permanent. Yderligere afdækning af forekomst og tætheder af Ensianblåfugl og dens værter er ønskværdig.
5. For **alle områder**, hvor forvaltning ændres, bør habitat, Ensianblåfugl og dens værter monitoreres, herunder også **Savbjerg**, hvor afgræsningen fornyligt er ændret. Yderligere afdækning af forekomst og tætheder af Ensianblåfugl og dens værter er ønskværdig.

Detaljerne for hver lokalitet står beskrevet nedenstående og understøttes af Fig. 3.1 og 3.2.



Fig. 3.1. Forvaltningskort over den centrale del af Nationalpark Thy, med de tre kernepopulationer Vestergård (VE), Marensbakke (MB) og Ålvand (AA) med de identificerede FCU-områder og anbefalede forvaltningsområder. Kernepopulationen FCU1-kategorien angiver vigtigste prioriteringsområde. FCU2 og "Netværk-region" er prioritet 2 og skal skabe biologisk sammenhæng mellem regionalt forekommende populationer. FCU3, "Netværk-nationalpark" og "Netværk-supplerende" angiver laveste prioritet, eller som kan iværksættes på længere sigt. "Arealudvidelse" kan overvejes i forbindelse med sikringen af kernepopulationerne og FCU1 eller i forbindelse med at skabe biologisk sammenhæng.

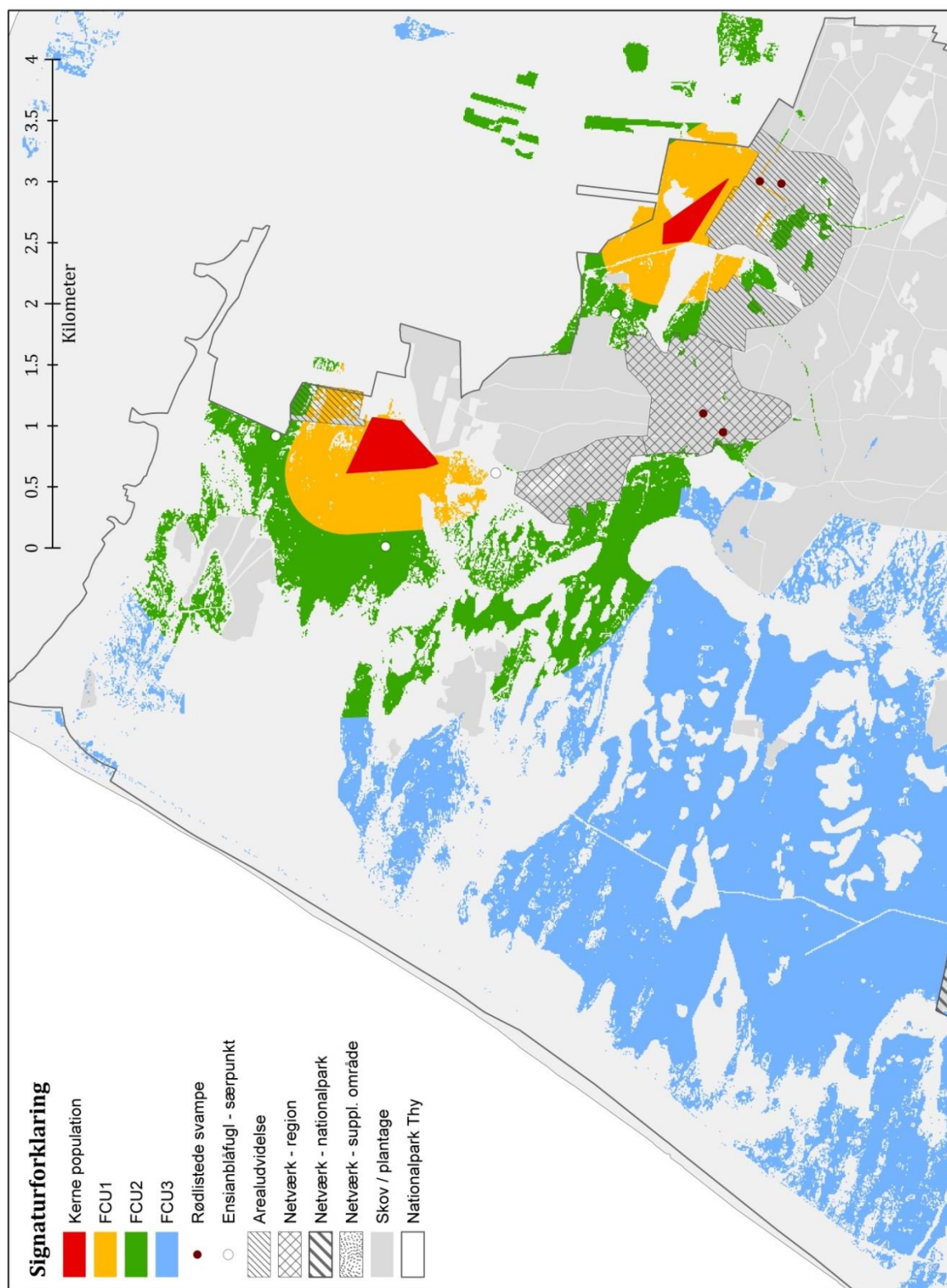


Fig. 3.2. Forvaltningskort over den nordlige del af Nationalpark Thy, med de to kernepopulationer Kokkær Vand (KV), og Savbjerg (SB) med de identificerede FCU-områder og anbefalede forvaltningsområder. Kernepopulationen FCU1-kategorien angiver vigtigste prioriteringsområde. FCU2 og "Netværk-region" er prioritet 2 og skal skabe biologisk sammenhæng mellem regionalt forekommende populationer. FCU3, "Netværk-nationalpark" og "Netværk-supplerende" angiver laveste prioritet, eller som kan iværksættes på længere sigt. "Arealudvidelse" kan overvejes i forbindelse med sikringen af kernepopulationerne og FCU1 eller i forbindelse med at skabe biologisk sammenhæng.

3.4.1. Vestergård

Arealet af kernepopulationen er omkring 1.7 hektar og hele FCU1-Vestergård er på samlet 8 hektar (tabel 2.1.2), hvoraf størstedelen ligger på privat jord udenfor det nuværende indhegnede område ejet af Karsen Hansen. Cirka halvdelen af FCU1 er formet som en smal stribe på ca. 500×40m, der anses som et randområde (Fig. 3.1). Samlet set er FCU1+2-området ved Vestergård på 73 hektar (tabel 2.1.2), men det meste af FCU2-området her er hverken kommunalt eller statsejet, hvilket mindsker sandsynligheden for en samlet effektiv forvaltning. Lokaliteten vurderes til at have ringe potentiale for areal-udvidelse ved jordomlægning indenfor radius af FCU1.

Udvider man arealet ved omlægning af fx skovbrugs- og landbrugsjord med naturgenopretningsformål er det mest oplagte område den nordøstlige del af Stenbjerg Klitplantage, hvor dele som Vestergård grænser op til mod syd-sydøst allerede er fældet (østligste del af NR3, se 7.4 og 7.1 i bilag). Indenfor radius af FCU1-området vil det dog være usandsynligt at kunne genoprette plantagen til våd hede. Højdemodellen (LiDAR 160cm) viser at der her er en større højderyg, og det understøtter det topografiske fugtighedskort (TWI) som peger på området lige nord for kernepopulationen som det mest hensigtsmæssige areal at udvide med. Dette område er i dag privatejet landbrugsjord og vil formodentligt vil være svært at erhverve og genoprette med biodiversitetsformål (Karsten Hansen, personlig meddelelse). Indenfor radius af FCU2 lige vest og nordvest for FCU1-Vestergård (lige syd for Førby Sø) forekommer der egnede habitater, der strækker sig ind i FCU1- og FCU2-Marensbakke (NS4+5). Dette område er delvist statsejet og kan efter visuel inspektion af TWI og højdemodellen kombineres med omlægning af plantagejorde syd for denne stribe, hvormed kernepopulationen Vestergård forbindes med Marensbakke.



Vestergård med hesteafgræsning. Foto Joakim Lassen.

Lodsejer Karsten Hansen forvalter området med fokus på bevarelsen af Ensianblåfugl på eget initiativ. Vestergård, der også inkluderer arealer udenfor Ensianblåfugls egnede habitat, afgræsses af samlet 5 heste med en dyretæthed på omkring 1 hest/hektar. Med udgangspunkt i arealet for kernepopulationen, er det omkring 35 gange så stor individtæthed som anbefalet med helårsafgræsning af våd hede. Med udgangspunkt i det totale hesteafgræssede areal (5 hektar) er individtætheden 7 gange højere end anbefalet for helårsgræsning. Lodsejer Karsten Hansen har tidligere fjernet hestene i Ensianblåfugls flyveperiode, men er blevet anbefalet af Holger Søndergaard, Biologisk Forening Nordvestjylland, at beholde hestene på arealet i hele sæsonen med begrundelsen, at heste undgår at spise Klokke-Ensian og dermed også eventuelle æg af Ensianblåfugl (Karsten Hansen, *personlig meddelelse*). Der er dog kun anekdotisk bevis for at heste skulle undgå Klokke-Ensianblomster (Kesel and Urban 1999, Karsten Hansen, *personlig meddelelse*), og der er i litteraturen konsensus om at fjerne de græssende dyr i perioden fra start juli til start september (fx Oostermeijer et al. 1994, Maes et al. 2004). Afgræsningen af arealet overvåges dog nøje og reguleres i perioder (særligt i flyveperioden) afhængig af vækstbetingelserne (Karsten Hansen, *personlig meddelelse*). Til trods for dette må arealforvaltningen af Vestergård anses for at være suboptimal. Vegetationshøjden for kernepopulationen var på lidt over 10 cm med lille variation (Hørsving 2012, Humm 2013), hvilket er på grænsen af, hvad *Myrmica rubra* og *M. ruginodis* foretrækker (Radchenko and Elmes 2010, David Nash, *personlig meddelelse* i Hørsving 2012) og noget lavere, end hvad, man finder for juvenile og modne populationer af Klokke-Ensian der typisk ligger mellem 15-25 cm (Oostermeijer et al. 1994).

Kernepopulationen Vestergård vurderes som relativt sårbar pga. det lille areal (1.7 hektar) og ringe potentiale for arealudvidelse samt et for stort græsningstryk. Helårsafgræsning indenfor kernepopulationen synes urealistisk, da den maksimale dyretæthed vil være 1 får. Inkluderes alle de 5 hektar, som lodsejer Karsten Hansen har til rådighed, anbefales maksimalt 3 får. Hvis periodisk afgræsning med moderat dyretæthed skal fortsætte, bør vegetationen restituere sig således gennemsnitshøjden kommer op på 15-25cm, men med betydelig større variation i højden end den nuværende. Herefter kan der afgræsses periodisk med moderat dyretæthed på 0.2-0.3LU/hektar i mindst 5-6mdr, der pletvist tillader et større urte- og buskdække (Chapman 2007), hvilket giver 2 heste eller 6-9 får for alle 5 hektar (se også afsnit 2). Afgræsningen skal foregå udenfor perioden primo juli til primo september, altså cirka to uger før flyveperioden starter til efter sommerfuglelarverne er blevet adopteret af Stikmyreværterne. Bemærk at denne periode skal reguleres ved større variation i vækstbetingelserne, som kan rykke flyveperioden op til 2 uger (Andreas Kelager og David Nash, *personlig meddelelse*).

Hvis alle eller dele af ovenstående anbefalinger implementeres, bør der udføres årlige undersøgelser af lokaliteten for at vurdere forvaltningseffekten på habitatet (vegetationshøjde og -struktur) samt Ensianblåfugl og dens værter (tætheden og rekrutteringen af både Klokke-Ensian og *Myrmica*-værterne). For Ensianblåfugl bør man udføre en egentlig undersøgelse af bestandstørrelsen, som med fordel kan tage udgangspunkt i den fangstfangstmetode Lassen (2012) benyttede, der kan indgå i en komparativ dataanalyse eller ved at udvide de foreslåede programmer for basisregistrering og naturovervågning af dagsommerfugle (pp. 49-51 i Heilmann-Clausen et al. 2015). Inden ny arealforvaltning eller

arealudvidelse implementeres anbefales det, at lave nye baselineundersøgelser for at kunne effektivt vurdere tiltagene bedst muligt.

3.4.2. Marensbakke

Arealet af kernepopulationen er omkring 1.7 hektar og hele FCU1-Marensbakke er på 68 hektar (tabel 2.1.2) hvoraf den centrale del på 24-25 hektar er statsejet jord (Fig. 3.1). FCU1-området er omgivet af by og bebyggelse mod NV og S-SV (Sønder Vorupør og Stenbjerg), landbrug mod NV og Ø samt plantage og træbevoksning fra syd til øst (Stenbjerg Klitplantage). Det er primært mod vest og nordøst at FCU2-området findes. Det samlede areal FCU2-Marensbakke er 219 hektar (tabel 2.1.2) og omkring 70% forekommer i umiddelbar nærhed og sammenhæng med FCU1. Cirka 20% af FCU2 udgøres af 8 spredte statsejet jordstykker.

Der bør implementeres en samlet forvaltningsplan på tværs af lodsejere for at sikre en langsigtet opretholdelse af eksisterende egnede habitater, der er vidtstrakte men overvejende privatejede. En jordomlægning bør især inkludere landbrugsjorden mod nord-nordvest (NS5, se Fig. 3.1 og 7.4 og 7.1 i bilag) og øst for FCU1 for at skabe større sammenhængende habitater. Mod vest forekommer primært tørre klit- og klithedeområder med kun sparsom forekomst af Klokke-Ensian. Der vurderes at en omlægning af Stenbjerg Klitplantage øst for FCU1 (NR3, Fig. 3.1) til lysåben natur med naturlig hydrologi potentielt kan genskabe heden med fugtige eller våde partier, men der eksisterer kun fåtallige spredte observationer af Klokke-Ensian (observeret i årene 1996-1998).

Den nuværende forvaltning af den statsejede del af FCU1-området indebærer at området holdes fri for træer, bliver slået og brændt af, og dyr græsser i området (Naturstyrelsen 2012b), men yderligere detaljer kendes ikke. Forvaltningen af de privatejede jordstykker kendes ikke. Den gennemsnitlige vegetationshøjde for kernepopulationen er målt til knapt 11 cm (Hørsving 2012, Humm 2013), hvilket er relativt lavt, men er dog kun baseret på 1 målestation (å 14x14m med 25 stikprøver), så en mere dækkende undersøgelse af vegetationshøjden bør ligge til grund for en fremtidig ændring af forvaltningen.

Fremtidig lokalitetsforvaltning bør inkludere FCU1+2-områderne, og der anbefales at opretholde en gennemsnitlig vegetationshøjde på 15-25 cm men med betydelig variation, der tillader pletvist dominerende halvstore buske med helårsgræsning uden tilskuds fodring og en dyretæthed på maksimalt 0.9 LU/hektar. For hele FCU1-Marensbakke betyder det en dyrebesætning på ca. 40 får, 6 kvæg eller 10 heste, men for det statsejede område alene er det kun 35% af den besætning. Hvis vildt har adgang til og en signifikant effekt på området skal dette indregnes. Såfremt den generelle vegetationshøjde følger de få udførte målinger, bør arealet restitueres (ingen eller lavere dyrebesætning) indtil optimal højde er nået. Genskabelse af klitheden i et mindre område med bjergfyr er oplagt at forsøge ved en arealudvidelse på omkring 31 hektar (se 7.1. i bilag).

Hvis alle eller dele af ovenstående anbefalinger implementeres, bør der udføres årlige undersøgelser af lokaliteten for at vurdere forvaltningseffekten på habitatet (vegetationshøjde og -struktur) samt Ensianblåfugl og dens værter (tætheden og rekrutteringen af både

Klokke-Ensian og *Myrmica*-værterne). For Ensianblåfugl bør man udføre en egentlig undersøgelse af bestandstørrelsen, som med fordel kan tage udgangspunkt i den fangstfangstmetode Lassen (2012) benyttede, der kan indgå i en komparativ dataanalyse eller ved at udvide de foreslåede programmer for basisregistrering og naturovervågning af dagsommerfugle (pp. 49-51 i Heilmann-Clausen et al. 2015). Inden ny arealforvaltning eller arealudvidelse implementeres anbefales det, at lave nye baselineundersøgelser for at kunne effektivt vurdere tiltagene bedst muligt.

3.4.3. Ålvand

Arealet af kernepopulationen er på 2.5 hektar og hele FCU1-Ålvand er på 68 hektar (tabel 2.1.2) hvoraf 100% er statsejet jord. FCU1-området er meget sammenhængende kun afbrudt af spredte søer og vandhuller samt partier med tør hede (Fig. 3.1). Kernepopulationen grænser op mod Tvorup Klitplantage mod nord og nordvest. Det samlede areal FCU2-Ålvand er 500 hektar (tabel 2.1.2), hvoraf 350 hektar er sammenhængende. Omkring 54 hektar af det østlige og 60 hektar af det sydligste FCU2-Ålvand er privatejet. Indenfor radius af FCU2 (men ikke egnet habitat) er den sydvestlige del privatejede våde enge med spredte bebyggelser og enkelte landbrugsjorde og mod nord er den statsejede Tvorup Klitplantage, hvori Færgesgård Sig kategoriseret som FCU2 (og en mindre del FCU1) ligger.

Der bør implementeres en samlet forvaltningsplan på tværs af lodsejere for at sikre en langsigtet opretholdelse af eksisterende egnede habitater der overvejende er statsejede. De 54 privatejede hektar i den østlige del og de omkring 60 privatejede hektar i den sydligste del ved Førby Sø (NS5, se kortmaterialet og Tabel over forvaltningsområder i bilagsmaterialet) bør også inkluderes i forvaltningsplanen, da Ensianblåfugl er observeret her i nyere tid (se afsnit 4.1.1). En jordomlægning bør primært overveje de sydlige dele af Tvorup Klitplantage særligt omkring og vest for Færgesgård Sig (A4, se Fig. 3.1 samt 7.4 og 7.1 i bilag) for at genskabe klithede på omkring 176 hektar. En inspektion af både højdemodellen og TWI for Tvorup Klitplantage viser et centralt højdedrag, men med lave og potentielt fugtigere områder i området mellem Glynebakke, Per Ralt og Jensbakke (A5). Det vurderes ikke nødvendigt at skabe mere sammenhæng mellem de egnede habitater indenfor FCU1 og 2, der i meget stort grad allerede er sammenhængende.

Den nuværende forvaltning af de statsejede heder i FCU1- og FCU2-områderne plejes ved slåning og afbrænding og holdes fri for uønsket trævegetation (Naturstyrelsen 2012c). Mange steder i den vestlige del af Tvorup Klitplantage er det forsøgt at genskabe dele af den oprindelige klithede og skabe større variation i landskabet ved at fælde bjergfyr (Naturstyrelsen 2012c). På det samlede statsejede areal for Ålvand Hede og Førby Sø på 838 hektar bliver knapt 3% afgræsset (krondyr), men yderligere 3% planlægges. Resten af det areal, der sker forvaltningstiltag på, ryddes for opvækst (ca. 48%) eller afbrændes (ca. 39%) (Naturstyrelsen 2017d). Den gennemsnitlige vegetationshøjde for kernepopulationen er målt til ca. 13 cm (Hørsving 2012, Humm 2013), hvilket er i den lave ende, men højden varierer meget (mellem 5-30cm).



Feltarbejde ved Ålvandpopulationen. Foto af Maria Mikkelsen

Fremtidig lokalitetsforvaltning bør inkludere både FCU1+2, og det anbefales at opretholde en gennemsnitlig vegetationshøjde på 15-25 cm, men med betydelig variation der tillader pletvist dominerende halvstore buske med helårsgræsning uden tilskudsfodring og en dyretæthed på makismalt 0.9 LU/hektar. For hele det statsejede FCU1+2-Ålvand areal (dvs mindst 418 hektar) betyder det en dyrebesætning på ca. 36 kvæg eller omkring 60 heste. Det store sammenhængende statsejede område taget i betragtning, bør man med fordel overveje en større andel af vilde dyr. Eksempelvis er området estimeret til at kunne understøtte en bestand af Europæisk bison på omkring 40 individer¹⁶. Såfremt den faktuelle vegetationshøjde ligner de få udførte målinger, bør arealet restitueres indtil optimal højde og struktur er nået. Genskabelse af klitheden i den sydlige del af Tvorup Klitplantage er oplagt at forsøge, hvor Færgegård Sig inkluderes med en arealudvidelse på omkring 180 hektar (se tabel 7.1 i bilagsmaterialet).

¹⁶ Til sammenligning er der i dag 15 Europæisk bisonokser på et 200 hektar stort område i Almindingen på Bornholm (Naturstyrelsen 2017a, b), med en forventet kapacitet på 20 dyr (Michael Stoltze, personlig meddelelse) og 13 Europæisk bisonokser på 40 hektar i Vorup Enge (Randers Kommune 2017).

Hvis alle eller dele af ovenstående anbefalinger implementeres, bør der udføres årlige undersøgelser af lokaliteten for at vurdere forvaltningseffekten på habitatet (vegetationshøjde og -struktur) samt Ensianblåfugl og dens værter (tætheden og rekrutteringen af både Klokke-Ensian og *Myrmica*-værterne). For Ensianblåfugl bør man udføre en egentlig undersøgelse af bestandstørrelsen, som med fordel kan tage udgangspunkt i den fangstfangstmetode Lassen (2012) benyttede, der kan indgå i en komparativ dataanalyse eller ved at udvide de foreslåede programmer for basisregistrering og naturovervågning af dagsommerfugle (pp. 49-51 i Heilmann-Clausen et al. 2015). Inden ny arealforvaltning eller arealudvidelse implementeres anbefales det, at lave nye baselineundersøgelser for at kunne effektivt evaluere tiltagene bedst muligt.

3.4.4. Kokkær Vand

Arealet af kernepopulationen er 10 hektar og FCU1-Kokkær Vand består af stort set sammenhængende arealer på i alt 84 hektar (tabel 2.1.2), hvoraf 100% er statsejet jord beliggende i Hanstholm Vildtreservat (Naturstyrelsen 2017c). Omkring 8 hektar af FCU1 er afskåret af et ca. 18 hektar aflangt område kategoriseret som våd eng, som ikke repræsenterer en egentlig barriere mod spredning. Kokkær Vand grænser mod nord (og delvist øst) op til et større intensivt dyrket landbrugsområde beliggende udenfor nationalparken (Fig. 3.2). Tved Klitplantage grænser op til de vestlige, sydlige og delvist østlige kanter af Kokkær Vand. Kernepopulationen ved Kokkær Vand er altså effektivt isoleret fra omkringliggende både reelt eller potentielt egnet habitat og den nærmeste kernepopulation Savbjerg. Det samlede areal for FCU2-området er på 68 hektar (tabel 2.1.2), hvoraf det meste er i forlængelse af FCU1 indenfor Kokkær Vand (32 hektar) samt ved Vilsebjerge og Langesande (samlet hektar 13 hektar).

Der bør implementeres en samlet forvaltningsplan for hele lokaliteten for at sikre en langsigtet opretholdelse af eksisterende egnede habitater, der alle er statsejede. Ensianblåfugl er næsten udelukkende observeret i den østlige halvdel. Der er større forekomster af Klokke-Ensian på den vestlige halvdel af Kokkær Vand, så det anbefales at undersøge myrefaunen i forhold til Klokke-Ensian på denne del, inden man forener forvaltningen af hele området. Træbevoksningen mellem de mindre FCU2-områder beliggende mellem Kokkær Vand, Langesande og Vilsebjerge kan ryddes for at genskabe klitheden (A1 og A2, se Fig. 3.2 samt 7.2 og 7.1 i bilag). TWI viser en relativt stor variation med en overvægt af tørre partier, og området ligger ifølge højdemodellen lidt højere i terrænet end selve Kokkær Vand.

Forvaltningen af Kokkær Vand kendes ikke i detaljer, men ved besøget i 2012 var den vestlige del indhegnet og afgræsset med kvæg, hvor den østlige del var uden indhegning (Andreas Kelager, personlig observation). Hele området er en del af Hanstholm Vildtreservat og udpeget som Natura 2000-område. Den gennemsnitlige vegetationshøjde for kernepopulationen er målt til knapt 16 cm (Hørsving 2012, Humm 2013), men der var betydelig variation mellem målestationerne (9-24cm). Ved besøget i 2012 virkede det indhegnede vestlige område mere nedgræsset end det østlige formodentligt pga. en stor tæthed af kvæg. Til trods for dette vurderes vegetationshøjden som passende men bør undersøges regelmæssigt for hele lokaliteten.



Kokkær Vand i blæsende vejr - primo juli. Foto af Joakim Lassen

Fremtidig lokalitetsforvaltning bør inkludere både FCU1+2, og det anbefales at opretholde en gennemsnitlig vegetationshøjde på 15-25 cm men med betydelig variation der tillader pletvist dominerende halvstore buske med helårsgræsning uden tilskuds fodring og en dyretæthed på maksimalt 0.9 LU/hektar. Den vestlige del af Kokkær Vand skal undersøges for værtsmyrer inden afgræsningsindsatsen samles. Forvaltningen bør reguleres separat indtil vegetationshøjden og -strukturen af begge halvdele har en ensartet gunstig tilstand, inden en samlet forvaltning for hele område skal implementeres. Det samlede areal for de dele af FCU1+2-Kokkær Vand, der ligger indenfor det nuværende areal er på 116 hektar, men det fulde areal der med fordel kan forvaltes samlet, er 144 inklusiv det lysåbne område omkring Vilsebjerge, hvilket svarer til en dyrebesætning på maksimalt 12 kvæg eller 21 heste. Tilsvarende kan området understøtte en besætning på 17 krondyr, hvis det skal følge den generelle forvaltning af Hanstholm Vildtreservat (Naturstyrelsen 2017c). Genskabelse af klithede er oplagt i tre dele af Tved Klitplantage. Den ene er den sydlige del på samlet 100 hektar fra Kokkær Vand til området omkring Langesande (A1), som forbindes med området omkring Vilsbjerge på 27 hektar (A2) begge med potentiel habitatudvidelse som primært formål. Den tredje er den østlige del på knapt 86 hektar i det lavereliggende terræn mellem Kokkær Vand og området omkring Tormål via Otto Clausens Agre (NR2, se kortmaterialet og Tabel over forvaltningsområder i bilagsmaterialet), hvor det primære formål er at skabe sammenhæng mellem kernepopulationen Kokkær Vand og FCU1- og FCU2-Savbjerg (se også afsnit 3.4.5 og 3.5.2). Netop sammenhængsskabelse vurderes vigtigt for Kokkær Vand, der er effektivt isoleret pga. de omkransende landbrugs- og skovbrugsområder.

Hvis alle eller dele af ovenstående anbefalinger implementeres, bør der udføres årlige undersøgelser af lokaliteten, for at vurdere forvaltningseffekten på habitatet (vegetationshøjde og -struktur) samt Ensianblåfugl og dens værter (tætheden og rekrutteringen af både Klokke-Ensi-an og *Myrmica*-værterne). For Ensianblåfugl bør man udføre en egentlig undersøgelse af bestandstørrelsen, som med fordel kan tage udgangspunkt i den fangst-

genfangstmetode Lassen (2012) benyttede, der kan indgå i en komparativ dataanalyse eller ved at udvide de foreslåede programmer for basisregistrering og naturovervågning af dagsommerfugle (pp. 49-51 i Heilmann-Clausen et al. 2015). Inden ny arealforvaltning eller arealudvidelse implementeres anbefales det, at lave nye baselineundersøgelser for at kunne effektivt vurdere tiltagene bedst muligt.

3.4.5. Savbjerg

Arealet af kernepopulationen er knap 22 hektar og FCU1-Savbjerg består af stort set sammenhængende arealer på i alt 112 hektar (tabel 2.1.2), hvoraf 91% er statsejet jord. Den privatejede jord indenfor FCU1 er koncentreret omkring et område vest for Ræhr Sø i den nordøstlige del (Fig. 3.2). Mod sydøst grænser kernepopulationen op til den nordligste del af Tved Klitplantage (ved Sårup), der er højtliggende i landskabet (30-40m), og som adskiller Savbjergpopulationen fra Kokkær Vand. Det samlede areal for FCU2-Savbjerg er på 258 hektar (tabel 2.1.2), hvoraf 68 % af det egnede habitat er fordelt på 2 store områder (hhv. 96 og 81 hektar). Det største område forekommer i direkte forlængelse af FCU1, mens det andet ligger mellem Gråkær Sande, Sokland, Præstekær Blegsø og Tormål. Endvidere er der samlet 17 hektar omkring Lille Gråkær. Omkring 6 hektar af FCU2 er privatejet. Det er næsten udelukkende naturlige habitater, der bryder sammenhængen mellem FCU2-områderne. Stort set alle FCU1- og FCU2-områder ligger indenfor Hanstholm Vildtreservat.

Det vurderes ikke nødvendigt at stile efter en egentlig udvidelse af arealet, idet både kernepopulationen og det meste af FCU1 ligger indenfor vildtreservatets grænser, der er statsejet. Derudover vurderes det, at der er fuld sammenhæng med FCU2-område. Den lille privatejede del (ca. 16 hektar) af det nordøstlige FCU1 kan dog forsøgsvis inkluderes ved samtidig at omlægge småbeplantninger/læhegn til lysåben natur (A3, se Fig. 3.2 samt 7.2 og 7.1 i bilag). Den nordligste del af Tved klitplantage er forholdsvis højtliggende og vurderes ikke at kunne omdannes til fugtig hede. Højdemodellen og TWI peger på et lavtliggende cirka 6 km lang og 150-200 m bredt område mellem Savbjerg og højderyggen ved Tved Klitplantage, som udmunder ved Tormål (NR1, Fig. 3.2 samt 7.2 og 7.1 i bilag). Dette område er i dag delvist tilplantet, men delvist ryddet i nyere tid og kan potentielt set blive egnet habitat ved en fuld omlægning til lysåben natur.



Savbjerg med typisk habitatstruktur af fugtigere lavninger og tørre partier. Foto af Andreas Kelager

Hanstholm Vildtreservat er en del af et 6126 hektar stort Natura2000-område hvoraf de statsejede arealer er knapt 5000 hektar og inkluderer selve vildtreservatet som Nors Sø og Vandet Sø samt dele af klitplantagerne (Naturstyrelsen 2017c). FCU1-område har været afgræsset af kvæg og heste, men grundet et for højt græsningstryk er hegningen fornyligt nedlagt for forsøgsvis at lade krondyrene afgræsse området alene (Naturstyrelsen 2017c). Der er varierede forvaltningsindsatser på de lysåbne naturtyper herunder rydning af opvækst, græsning, slæt og slåning samt afbrænding, og der er bekæmpelsesindsatser målrettet Rynket rose (Naturstyrelsen 2017c). I den nyeste plejeplan planlægges tillige at genetablere naturlig hydrologi målrettet Trane (*Grus grus*) og Stor Vandsalamander (*Triturus cristatus*) på en række arealer indenfor Natura2000-området (Naturstyrelsen 2017c). Forvaltningen af de få privatejede områder kendes ikke. Den gennemsnitlige vegetationshøjde for kernepopulationen er målt til ca. 15 cm (Hørsving 2012, Humm 2013) med store variationer (mellem 5-30cm), som vurderes passende.

Fremtidig lokalitetsforvaltning bør inkludere både FCU1+2, og det anbefales at opretholde en gennemsnitlig vegetationshøjde på 15-25 cm men med betydelig variation, der tillader pletvist dominerende halvstore buske med helårsgræsning uden tilskudsfodring og en dyretæthed på maksimalt 0.9 LU/hektar. For hele det statsejede areal af FCU1+2-Savbjerg (dvs. mindst 370 hektar) betyder det en dyrebesætning på ca. 32 kvæg eller 53 heste, men da arealet planlægges afgræsset af vildt alene, betyder det en besætning på 43 krondyr for at understøtte FCU-områderne. For de statsejede dele af Hanstholm Vildtreservat betyder det en potentiel bestand af krondyr på 580 individer. Der er i dag en bestand på 500 krondyr, så under antagelse af at hele arealet skal have samme græsningstryk som anbefalet for våd hede, er det muligt at udvide bestanden en smule. Holdes bestanden på 500 krondyr, bør man med fordel overveje en yderligere andel af andre græssende dyr. Bestandsråderummet på 80 krondyr svarer eksempelvis til en besætning på omkring 40 Europæiske bisonokser. Ud fra fåtallige målinger af vegetationshøjden, vurderes vegetationshøjden indenfor det acceptable

og den ændrede græsning forventes at have en gavnlig effekt, som bør vurderes i forbindelse med den planlagte vegetationsmonitoring (Naturstyrelsen 2017c). Genskabelse af klitheden i dele af Tved Klitplantage især i det lavtliggende område mellem Savbjerg og plantagen (NR1) er oplagt at forsøge, særligt i forbindelse med forbedring af habitatnetværk mellem Kokkær Vand og Hanstholm Vildtreservat (NR2) via Otto Clausens Agre (Naturstyrelsen 2012a). Dette behandles også i afsnit 3.5.2. Nær dette område nemlig mellem Tormål og Præstekær, er der registreret store forekomster med Klokke-Ensign.

Hvis alle eller dele af ovenstående anbefalinger implementeres, bør der udføres årlige undersøgelser af lokaliteten for at vurdere forvaltningseffekten på habitatet (vegetationshøjde og -struktur) samt Ensianblåfugl og dens værter (tætheden og rekrutteringen af både Klokke-Ensign og *Myrmica*-værterne). For Ensianblåfugl bør man udføre en egentlig undersøgelse af bestandstørrelsen, som med fordel kan tage udgangspunkt i den fangstfangstmetode Lassen (2012) benyttede, der kan indgå i en komparativ dataanalyse eller ved at udvide de foreslåede programmer for basisregistrering og naturovervågning af dagsommerfugle (pp. 49-51 i Heilmann-Clausen et al. 2015). Inden ny arealforvaltning eller arealudvidelse implementeres anbefales det at lave nye baselineundersøgelser for at kunne effektivt vurdere tiltagene bedst muligt.

3.5. ANBEFALINGER TIL FREMTIDIG HABITATNETVÆRKSFORVALTNING

Dette afsnit omhandler den fremtidige habitatnetværksforvaltning, hvor potentialet for at skabe større sammenhæng indenfor og mellem de centrale og nordlige del af nationalparken vurderes, og der gives anbefalinger til samlede forvaltningsplaner. Der identificeres også potentielle konfliktområder og eventuelle løsningsmodeller for at de undgås berørt.

Rækkefølgen af nedenstående indsatsområder bør ligge til grund for en prioritering af fremtidig forvaltning af habitatnetværk

1. Skabe sammenhæng mellem de centralt beliggende kernepopulationer. Planen bør inkludere afvikling af plantage (primært Savbjerg Klitplantage) med henblik på at genskabe klitheden og øge sammenhængen mellem eksisterende habitater. Dette indebærer også implementering af en fælles forvaltning med heterogent og naturligt sammensat afgræsning af hele den centrale del af nationalparken på tværs af lodsejere og gælder områderne omkring og mellem Marensbakke, Ålvand og Vestergård .
2. Skabe sammenhæng mellem de nordligt beliggende kernepopulationer. Der bør skabes forudsætninger for sammenhængende lysåben natur mellem kernepopulationerne Savbjerg og Kokkær Vand via dele af Tved Klitplantage. En fælles forvaltning af hele den nordlige del af nationalparken med heterogent og naturligt sammensat afgræsning bør implementeres.
3. Skabe sammenhæng mellem de centrale og nordlige kernepopulationer via eksisterende trædestensområder. Der bør (gen)skabes forudsætninger for sammenhængende klithede og anden lysåben natur på langs af nationalparken ved delvis, men

omfangsrig afvikling af især de tværgående klitplantager. En fælles forvaltningsplan for hele området med heterogent og naturligt sammensat afgræsning¹⁷.

3.5.1. Den centrale del af nationalparken

Den centrale del omfatter kernepopulationerne Vestergård, Marensbakke og Ålvand samt FCU1- og FCU2-områderne omkring og mellem disse, hvor både statsejede og privatejede jorde indgår (se også afsnit 3.4.1-3.4.3). Det er centralt at sikre en permanent samlet hensigtsmæssig forvaltning af disse områder for at kunne opretholde en levedygtig metapopulation, og dette vurderes at være en udfordring. Detaljerne for arealudvidelse nær kernepopulationerne står beskrevet i afsnittene 3.4.1, 3.4.2 og 3.4.3. En delvis afvikling af nordøstlige dele af Stenbjerg Klitplantage (NR3, se Fig. 3.1 samt 7.4 og 7.1 i bilag) kan potentielt øge forbindelsen mellem Vestergård og Marensbakke, og dette vurderes særlig vigtig for Vestergård. For denne rydning på 215 hektar vurderes det muligt at kunne genskabe klithede med spredte fugtige partier efter en visuel inspektion af højdemodellen.

De primære potentielle (og formodentligt reelle) konfliktområder er privatejede intensivt og ekstensivt drevne landbrugsområder vest for Vestergård, omkring Førby Sø og syd for Sønder Vorupør – og flere af disse ligger udenfor nationalparkens grænser (NS4+5, se kortmaterialet og Tabel over forvaltningsområder i bilagsmaterialet). For en samlet forvaltning synes konfliktområderne svære at undgå. Realismen i at integrere privat- og statsejede områder kendes ikke, men bør belyses og inddrage Lodsejer af Vestergård Karsten Hansens erfaringer og engagement i videst mulige omfang.

3.5.2. Den nordlige del af nationalparken

Den nordlige del omfatter kernepopulationerne Savbjerg og Kokkær Vand og FCU1- og FCU2-områderne omkring og mellem disse, der langt overvejende er statsejede (se også afsnit 3.4.4-3.4.5). Det er centralt at sikre en permanent samlet hensigtsmæssig forvaltning af disse for at kunne opretholde en levedygtig metapopulation, og dette vurderes meget realistisk. Detaljerne for arealudvidelse nær kernepopulationerne står beskrevet i afsnittene om de enkelte lokaliteter. Delvise afviklinger af nordlige dele af Tved Klitplantage (NR1 og NR2, se Fig. 3.2 samt 7.2 og 7.1 i bilag) kan potentielt øge forbindelsen mellem Savbjerg og Kokkær Vand, og dette vurderes særligt vigtigt for Kokkær Vand, der er skarpt afgrænset af plantage og intensivt drevet landbrug. Eneste potentielle konfliktområde er forekomsten af rødlistede svampe i klitplantagen, men det vurderes muligt at placere en rydning, der forbinder Kokkær Vand med Hanstholm Vildtreservat, som helt eller delvist undgår at konfliktområderne berøres. For at øge sammenhængen bør træbevoksningen mellem Savbjerg og Tved Klitplantage reduceres eller helt fjernes, en proces som ved inspektion af orthophotos allerede er påbegyndt. For begge plantageområder vurderes det muligt at gennem afvikling at kunne genskabe klithede med spredte fugtige partier efter en visuel inspektion af højdemodellen.

¹⁷ Fritgående flokke af store planteædere uden eller med meget lille menneskelig indblanding. Dette indbefatter særligt fravær af tilskuds fodring og efterladning af døde dyr. Måltrettet regulerende jagt eller nedskydning kan tillades efter behov.

3.5.3. Genskabelse af sammenhængende klithede på langs af nationalparken

Der bør (gen)skabes sammenhængende klithede og anden lysåben natur på langs af nationalparken ved delvise (men omfangsrige) afviklinger af klitplantage. Dette indbefatter også en fælles forvaltningsplan for hele området med et heterogent og naturligt afgræsning.

Af direkte og størst relevans for Ensianblåfugl indgår Vangså Klithede som et væsentligt dataunderstøttet element i at skabe sammenhæng mellem den centrale og nordlige del af nationalparken (se 7.3+7.4 i bilag). Vangså Klithede anses som det mest sandsynlige FCU3-område hvor Ensianblåfugl forekommer i og er overvejende statsejet med pæne forekomster af Klokke-Ensian og stor tæthed af *Myrmica ruginodis* ved de to målestationer (Hørsving 2012). Det vurderes essentielt at udføre kortlægning af Ensianblåfugl og dens værter på Vangså Klithede og bør prioriteres højere en sammenhængsskabelsen på langs af nationalparken (se også afsnit 4.4).

For at skabe sammenhæng på langs af nationalparken, skal spredningsbarriererne, der forhindrer eller kraftigt reducerer den realiserede spredning, fjernes. Dette indebærer delvise men omfangsrige rydninger af Tvorup Klitplantage (NN2 på i alt 609 hektar, se 7.4 og 7.1 i bilag), Nystrup Klitplantage (NN1 på i alt 674 hektar, se 7.3 og 7.1 i bilag) og Stenbjerg Klitplantage (NN3 på i alt 650 hektar, se 7.5, 7.6 og 7.1 i bilag) og Vilsbøl Klitplantage (del af NN1, se 7.3 og 7.1 i bilag). I forbindelse med denne rydning skal potentielle konfliktområder, her enkelte forekomster af rødlistede svampe i Tvorup Klitplantage (Heilmann-Clausen et al. 2015), i videst mulige omfang undgås berørt (se 7.4 i bilag). I de centrale og sydlige dele af Hanstholm Vildtreservat forekommer store FCU3-områder med adskillelige registreringer af Klokke-Ensian, men uden tidligere observationer af Ensianblåfugl. Sammenhæng mellem Hanstholm Vildtreservat og Vangså Klithede skabes delvist via Bodilsande-Sandodde Sande og ved rydninger i den nordvestligste del Nystrup Klitplantage samt mindre dele af Vilsbøl Klitplantage nær Kvadderker (se 7.3 og 7.1 i bilag). Den primære rydning svarer til et område på 674 hektar (NN1) men med mulighed for at inkludere supplerende netværksskabende områder på 292 hektar (NS1-NS3).

Der er to større potentielle konfliktområder ved en afvikling af Nystrup Klitplantage: i) en forekomst af adskillelige rødlistede svampearter (Heilmann-Clausen et al. 2015) og ii) Nordvestjysk Golfklubs baner, der ligger på statsejet jord (se 7.3 i bilag). Det er dog muligt at placere en rydning, der forbinder Vangså Klithede og Hanstholm Vildtreservat og som delvist undgår at disse konfliktområder berøres. Det vurderes ydermere realistisk potentielt at kunne genskabe klithede med spredte fugtige partier efter en visuel inspektion af højdemodellen.

Der forekommer potentielt egnede habitater syd for Stenbjerg, som bør undersøges nærmere for Ensianblåfugl og dens værter før eventuelle forvaltningstiltag målrettet Ensianblåfugl implementeres. Selvom vilkårene for at understøtte en population af Ensianblåfugl ikke eksisterer her, vil man have stor nytte af at inkludere klithederne mellem Stenbjerg og Lyngby (og sågar helt til Lodbjerg) i genskabelsen af sammenhæng på langs af nationalparken, da dette er en højt prioriteret vision (Andersen et al. 2016). Såfremt man ønsker en fuldt integreret sammenhæng mellem alle klitheder i nationalparken, også udenfor de for Ensianblåfugl prioriterede områder, bør dette ske ved delvis (men omfangsrig) afvikling af

Stenbjerg Klitplantage samt mindre dele af Hvidbjerg Klitplantage og Lodbjerg Klitplantage. Hertil skal dog tilføjes at Klokke-Ensian ikke er observeret på klithederne mellem Lodbjerg Klitplantage og lige syd for Lyngby.

En markant større sammenhæng mellem de nationalt og international betydningsfulde klitheder og andre lysåbne naturtyper vil gavne alle de arter, der helt eller delvist er afhængige af dem. Graden af den reelle sammenhæng afhænger dog også af, om det lykkes at skabe fri naturlig dynamik. Heterogent og naturligt sammensat afgræsning synes derfor et centralt element, hvor flokke af store planteædere, som hårdføre kvæg- og hesteracer samt krondyr, vildsvin, elg og evt. europæisk bison, har fri bevægelighed mellem alle dele af nationalparken (Vermeulen 2015). Dette kan igen understøtte bestande af større rovdyr herunder ulv i mindst to områder af nationalparken (Madsen et al. 2012).

3.5.4 Translokation

På nuværende tidspunkt anbefales det ikke at reintrodúcere eller restocke Ensianblåfugl i Nationalpark Thy. Afhængig af de forvaltningsindsatser man vælger at gennemføre, kan det være en mulighed på de FCU3-områder, der vurderes ikke eller med lille sandsynlighed at kunne blive koloniseret naturligt for at styrke metapopulationen. Hvis reintroduktion af Ensianblåfugl overvejes anbefales det at følge den hierarkiske beslutningsproces for translokationer (Perez et al. 2012). De eneste habitater der reelt bør udføres reintroduktioner på vil være FCU3-områder, som ved dokumentation ikke allerede har en etableret bestand¹⁸. Såfremt eftersøgningerne af Vangså Klithede eller den centrale/sydlige del af Hanstholm Vildreservat ikke viser forekomst af Ensianblåfugl, vurderes disse til være at være de mest oplagte kandidat områder for mulige reintroduktion, som pt. vurderes til at ligge et stykke ude i fremtiden.

Før reintroduktion udføres anbefales det at følgende kriterier er opfyldt:

1. Der skal være reelt egnede levevilkår for Ensianblåfugl¹⁹.
2. Der skal være passende forvaltning på området som understøtter opretholdelse af egnede vilkår på lang sigt.
3. Reintroduktionen af et passende antal individer skal være uden større risiko for den/de potentielle kildepopulation(er), der bidrager med individer til modtager-lokaliteten.
4. Individerne fra kildepopulationen skal matche værtsmyrernes kemiske profil enten ved genetisk/kemisk sammenligning eller ved udførelse af adoptionsforsøg
5. Der skal være opsat klare evalueringsmål for reintroduktionen og afsat midler til at evaluere dem (monitering).

¹⁸ Hvis der er FCU3-områder, som har etablerede men ukendte populationer, vil dele af disse automatisk blive kategoriseret om til kernepopulation + FCU1-område, når de opdages.

¹⁹ Dvs. et overlap mellem Klokke-Ensian og *Myrmica*-værterne i passende antal/tæthed.

4. ANBEFALINGER TIL REGISTRERING AF ENSIANBLÅFUGL

Dette afsnit omhandler en øget monitoring og ikke mindst bedre kortlægning af Ensianblåfugl og dens værter i nationalparken. Først behandles nye observationsdata siden 2012, hvorefter registreringer for kernepopulationerne og FCU-områderne følger.

Rækkefølgen af nedenstående anbefalinger til monitoring og kortlægning bør stærkt overvejes inden forvaltningstiltag, der direkte eller indirekte påvirker kernepopulationerne af Ensianblåfugl, implementeres.

1. Effektmønitering af FCU1-områderne bør være en integreret del af forvaltningsplanerne.
2. FCU2-områderne mellem Marensbakke og Ålvand samt ved Savbjerg bør kortlægges bedre for Ensianblåfugl og dens værter.
3. FCU3-områder bør kortlægges for Ensianblåfugl og dens værter mellem den nordlige og centrale del af nationalparken, især Vangså Klithede og de sydligere dele af Hanstholm Klitplantage.
4. FCU3-områder bør kortlægges for Ensianblåfugl og dens værter syd for centrale del af nationalparken.
5. Basisundersøgelser af kernepopulationer bør udføres inden forvaltningstiltag påbegyndes.

Baseret på gennemgangen af eksisterende data anbefales det at udføre registreringer af forekomsten af Ensianblåfugl og dens værter i alle tre FCU-kategorier. Formålet er at kortlægge nye kernepopulationer og vurdere deres bestandsstørrelser og habitatkvalitet, samt identificere æglægnings- og fourageringssteder og ikke mindst potentielle spredningsveje, da disse er oplagte at tage udgangspunkt i ved sammenhængsskabende forvaltningsindsatser. Der bør lægges særlig vægt på udforskede områder med pålidelige observationer af Ensianblåfugl, især af nyere dato (se afsnit 4.1.1). Registreringen kan som udgangspunkt fint integreres med den foreslåede basisregistrering og naturovervågning af dagsommerfugle i nationalpark Thy (pp. 49-51 i Heilmann-Clausen et al. 2015), men bør udvides med målrettede observationer i FCU2-områderne for Ensianblåfugl, hvor flere andre dagsommerfuglearter dog også kan forventes at forekomme.



Ensianblåfugl med nummermarkering "23" i forbindelse med fangst-genfangst studium af Lassen (2012). Foto af Marie Mikkelsen

Det er anbefales at igangsætte denne kortlægning af Ensianblåfugl inden man implementerer sammenhængsskabelsen af habitatnetværk for at sikre en langsigtet opretholdelse af (meta)populationerne. Endnu ukendte kernepopulationer eller hyppigt anvendte spredningsveje bør indgå som centrale elementer, hvis der skabes sammenhæng mellem nuværende egnede habitater. Forvaltningstiltag der forbedrer habitatet indenfor de identificerede kernepopulationer (lokalitetsforvaltning) kan dog med fordel i gang sættes inden denne kortlægning af potentielt nye populationer er startet eller færdiggjort.

4.1. OBSERVATIONSDATA

Studierne i Nationalpark Thy udført i 2012 (Hørsving 2012, Lassen 2012, Mikkelsen 2012, Humm 2013, Kelager 2015) var baseret på eksisterende observationsdata af især Ensianblåfugl og Klokke-Ensian og tilfældigt genererede punkter indenfor nationalparkens grænser. Samtidig var feltarbejdet meget målrettet og detaljeret udført med fokus på at få en nødvendig mængde data og materiale til analysearbejdet. Feltarbejdet blev primært udført på områder med flere pålidelige observationer, dvs. at nationalparken ikke blev udforsket tilbundsgående. Til trods for dette opdagede vi en helt ny lokalitet for Ensianblåfugl (navngivet Marensbakke nær Stenbjerg), og vi stedfæstede populationen ved Ålvand. På områder med tidligere observationer udenfor de identificerede FCU1-områder (Ålvand og Vangså Klithede) eftersøgte vi Ensianblåfugl forgæves. På grund tidsbegrænsninger blev ikke alle områderne med tidligere pålidelige observationer eftersøgt. Se Fig. 4.1 for observationer af Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) og Klokke-Ensian (*Gentiana pneumonanthe*) samt figur 4.2+4.3 for lokalskala abundanser af hhv. Almindelig Stikmyre (*Myrmica ruginodis*) og Korttornet Stikmyre (*Myrmica rubra*).

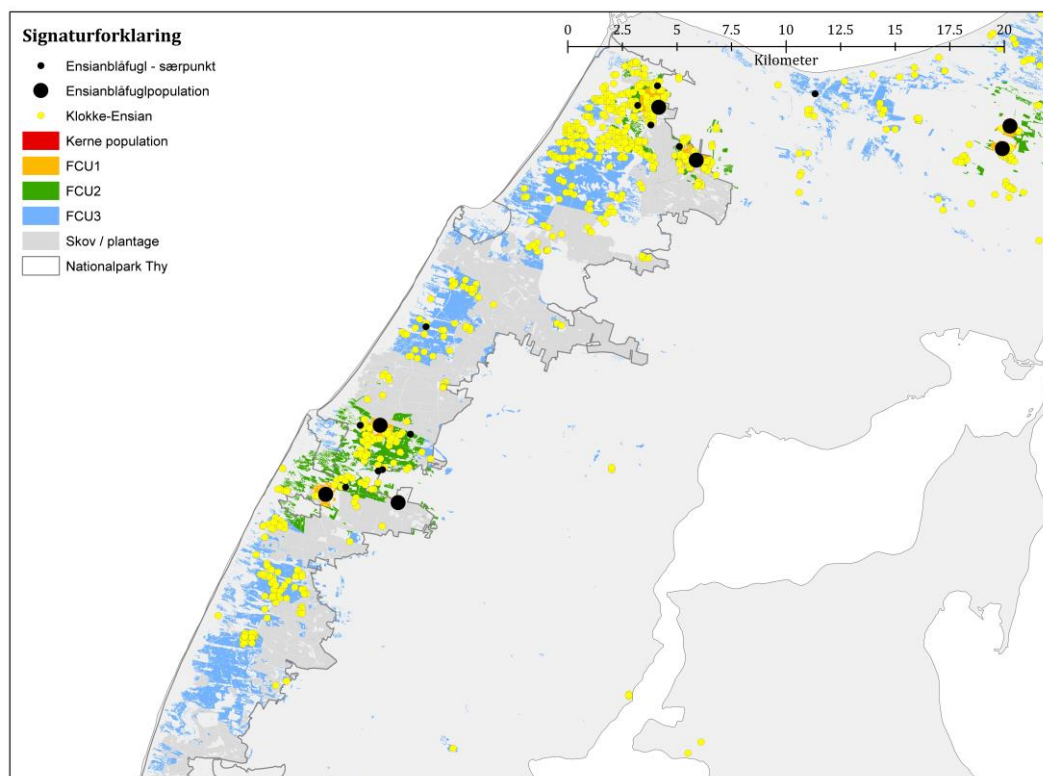


Fig. 4.1. Observationer af Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) og Klokke-Ensian (*Gentiana pneumonanthe*)

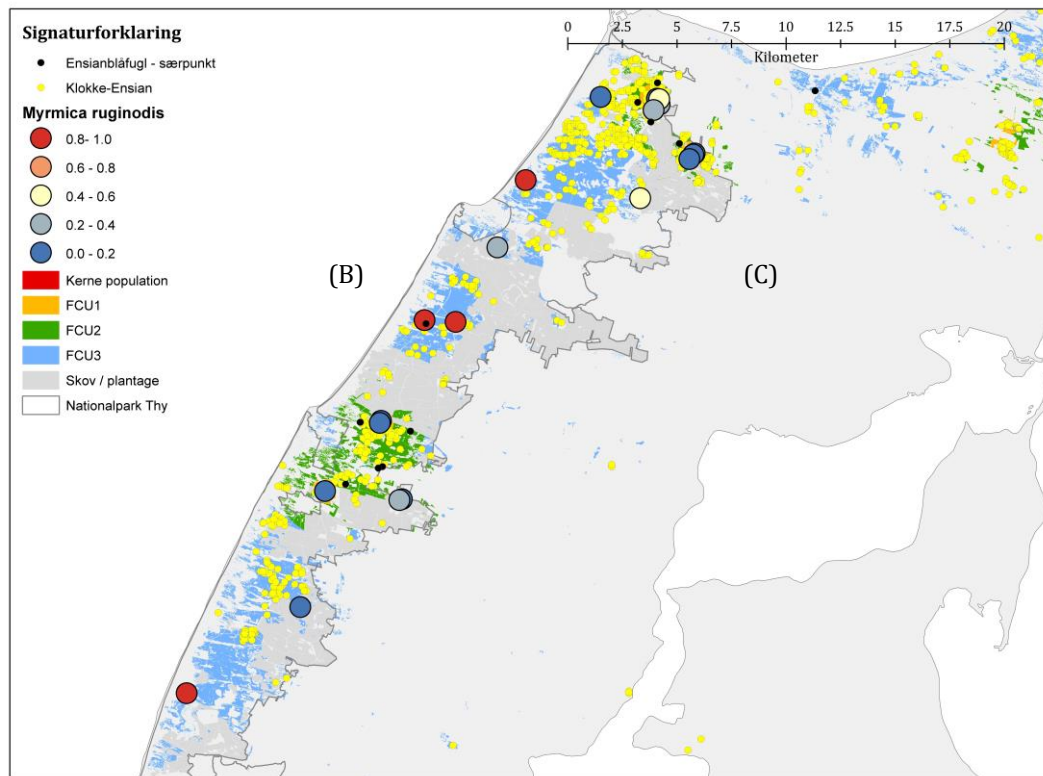


Fig. 4.2. Lokalskala abundans af *Myrmica ruginodis* ved udvalgte målestationer.

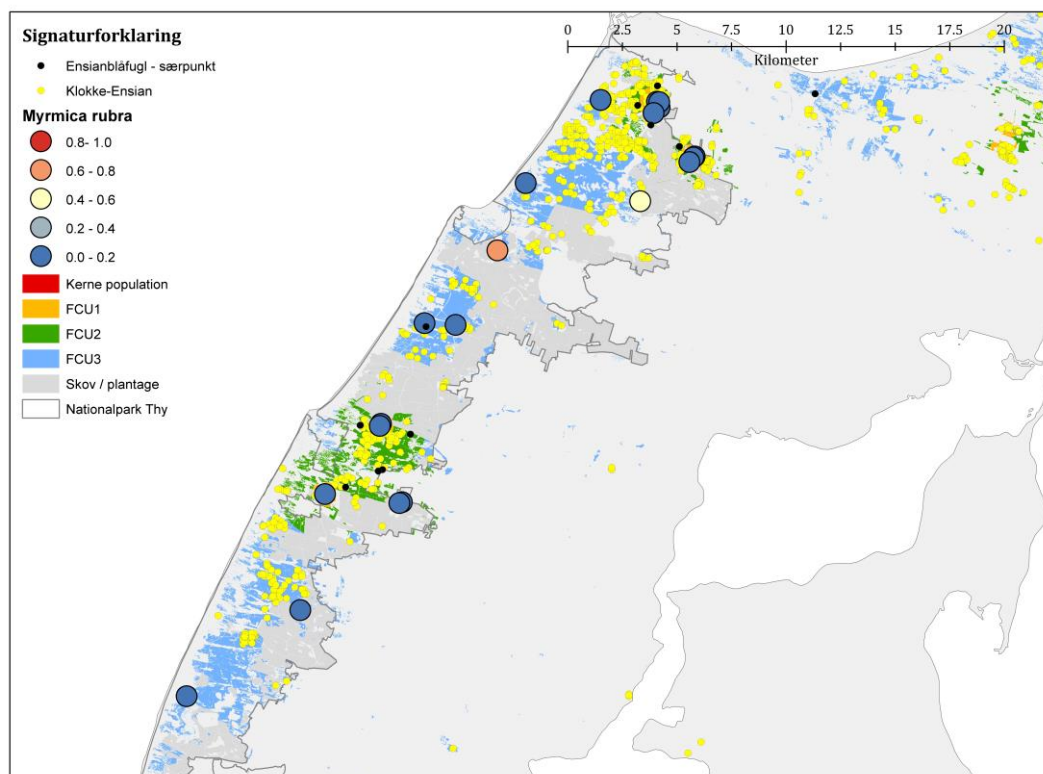


Fig. 4.3. Lokalskala abundans af *Myrmica rubra* ved udvalgte målestationer.

4.1.1. Nye observationer (2013-2016) i relation til tidligere data

En gennemgang af observationsdata for Ensianblåfugl i perioden efter feltarbejdet i 2012 (fra 2013-2016) på Naturbasen (www.fugleognatur.dk) viser at indrapporteringen har været meget beskeden. De få observationer er bl.a. gjort ved de kendte lokaliteter Savbjerg og Vestergård (Faddersbøl). Der er dog også gjort 2 interessante observationer i det store sammenhængende FCU2-område i den centrale del af nationalparken (mellem Stenbjerg, Ålvand og Vestergård): Den ene er 55 æg observeret ved Førby Sø og ligger mellem 1.7 og 2.6 km fra de tre kernepopulationer. Den anden observation er af 2 voksne individer ca. 1 km stik vest for Ålvandpopulationen, omkring 350 m udenfor FCU1 området (se Fig. 3.1 og Fig. 4.1). En gennemgang af observationsdata for Ensianblåfugl i perioden 2012-2016 i Biologisk Forening Nordvestjyllands database (www.bfn-nyt.dk), viser en tilsvarende sparsom registrering på seks observationer i alt indenfor nationalparkens grænser. Den ene af to observationer fra Kokkær Vand antyder, at kernepopulationen kan være større end defineret. Dernæst 3 observationer ved Savbjergpopulationen hvoraf den ene (flere æg på en plante) ligger nær grænsen mellem FCU1 og FCU2 stik vest for kernepopulationen. De to andre ligger i det store sammenhængende FCU2-område nordvest for kernepopulationen (syd for Gråbjerg Sande), hvor der er observeret æg og 1 voksen hun. Den sidste og mest interessante af de seks observationer er af enkelte æg lige nord for søen Tormål ved Tved klitplantage og er i yderkanten af et andet meget stort FCU2-område nær Savbjerg, med gode forekomster af Klokke-Ensian (se Fig. 3.2 og Fig. 4.1). Denne observation ligger omkring 2 km fra de nærmeste kernepopulationer og mindst 1.4 km fra nærmeste observationspunkt.

Ved en gennemgang af observationsdata (primært Biologisk Forening Nordvestjylland) indenfor de sidste 20 år tyder det i øvrigt på at *M. alcon* sandsynligvis forekommer andre steder især i de identificerede FCU2-områder. I den centrale del af nationalparken er to forekomster af æg i 1999 og 2001 gjort 200 m nordvest det nye punkt ved Førby Sø. Det tyder på, at der er i dette område enten er en (lille) population, eller at det med mellemrum anvendes af æglæggende hunner. Den nye observation vest for Ålvandpopulationen understøttes også af en ældre observation, idet der i 1998 blev set mange æg 100 m sydvest derfra. I den anden retning 1.4 km øst-sydøst for Ålvandpopulationen blev der i 2006 observeret hele 6 voksne individer. Dertil kommer to observationer (1998 og 1999) af æg og en voksen hhv. 600 m øst og 900 m nordøst for Marensbakke. I den nordlige del af nationalparken i FCU2-området nord og vest for Savbjergpopulationen er der pålidelige og præcise ægfund fra 1999. I randen af FCU1- og FCU2-området syd for Savbjergpopulationen blev der i 1996 gjort et pålideligt ægfund på mange Klokke-Ensianplanter. På en lokalitet benævnt "Sårup" har observatører fra Sommerfugleforeningen (www.lepidoptera.dk) gjort fund af voksne i 1953 (flere fund), 1976 og 2003, som måske er fra det nævnte FCU-randområde, men de kan også være fra selve Savbjergpopulationen. Slutteligt bør nævnes det store sammenhængende FCU3-område Vangså Klithede. Her er der i 2005 og 2006 gjort fund af hhv. 1 voksen han og æg. I 1971 er der ligeledes gjort et fund af 2 voksne fra "Vangså". Desværre er alle fundstederne for Vangså Klithede upræcist angivet.

Trods de sparsomme data peger denne sammenfatning på en relativt hyppig aktivitet også i nyere tid i både FCU2- og FCU3-områder og eksistensen af 1-3(5) yderligere populationer synes sandsynligt.

4.2. KERNEPOPULATIONER OG FCU1-OMRÅDER

Fire af de fem FCU1 områder er relativt store og uudforskede (Savbjerg, Kokkær Vand, Marensbakke og Ålvand), og det er meget sandsynligt at grænserne er større end de angivne kernepopulationer, eller at der findes subpopulationer indenfor FCU1 (og i så tilfælde vil FCU1-områderne skulle udvides). Populationerne Ålvand og Marensbakke er henholdsvis blevet stedsfæstet og opdaget. Populationen ved Vestergård er relativt lille og derfor anses grænserne velundersøgt for den faktiske kernepopulation.

Vi anbefaler derfor at undersøge de fire store FCU1-områder (eksklusiv Vestergård²⁰) mere tilbundsgående og det omfatter en bedre undersøgelse af kernepopulationernes rumlige omfang, populationsstørrelse og habitatkvalitet, for at georeferere afgrænsningerne og kvantificere sårbarheden. Nye forekomster (voksne og æg) eftersøges i de resterende dele af FCU1-områderne, for at kortlægge ukendte (sub)populationer eller andre anvendelsesområder. Eftersøgning kan med fordel gøres over to år, hvor der 1. år eftersøges æg i august eller starten af september og 2. år målrettet eftersøges for voksne i flyveperioden på de steder hvor æg blev observeret det foregående år. Her kan kernepopulationerne anvendes som reference for flyveperiodens start, som i Thy-området normalt er fra midt juli til begyndelse af august. Bemærk at variation i vækstbetingelserne i løbet af foråret og sommeren kan rykke flyveperioden op til 2 uger frem eller tilbage.

4.3. FCU2-OMRÅDER

De nye observationer fra 2012-2016 vidner om at Ensianblåfugl sandsynligvis forekommer udenfor FCU1-områderne. Disse forekomster kan være sporadiske flyvninger af voksne i søgen efter en partner eller Klokke-Ensian. Fundene kan også være af ukendte populationer, og derfor anbefales det at igangsætte eftersøgninger i netop disse områder. Det gælder det store FCU2-område mellem Ålvand og Marensbakke (og strækkende sig mod Vestergård) og i Hanstholm Vildreservat nord, vest og syd for FCU1-Savbjerg. Områderne dækkende den vestlige halvcirkel af FCU2-Marensbakke (mellem Nørre Vorupør og Stenbjerg samt syd for Stenbjerg Klitplantage) er også interessante, men bør prioriteres lavere end ovenstående da de er fragmentariske og mange er placeret nær bebyggelse eller landbrugsområder.

4.4. FCU3-OMRÅDER

Der er identificeret meget store og sammenhængende FCU3-områder med et samlet areal på 2515 hektar (tabel 2.1.2). Her bør man især fokusere på Vangså Klitplantage, som er eneste FCU3-område, hvorfra der tidligere med rimelig pålidelighed er fundet Ensianblåfugl og der er stor tæthed af *Myrmica ruginodis* ved de to målestationer (Hørsving 2012) samt pæne forekomster af Klokke-Ensian. Derfor anbefales en målrettet eftersøgning af Ensianblåfugl og ikke mindst en bedre kortlægning af reelt egnede habitater (forekomst, tæthed og overlap af værterne) på Vangså Klithede. Kortlægningen skal vurdere habitatets kvalitet og potentiale for eventuel forbedring inden Vangså forbindes med Ålvand ved genskabelse af klithede i dele

²⁰ Overvågning af Vestergård er behandlet særskilt i afsnit 3.4.1.

af Tvorup Klitplantage²¹. Arealet af det egnede habitat i Vangså Klitplantage er estimeret til 645 hektar (tabel 2.1.2), hvilket er et temmelig stort område at afdække grundigt. Her kan med fordel anvendes observationer af Klokke-Ensian som navigationsmærker. Især den nordligste del huser en del observationer af Klokke-Ensian, men dette kan skyldes indsamlingsbias, hvorfor egentlige transekter også anbefales.

Det store FCU-område i det centrale og sydlige Hanstholm Vildtreservat vurderes at have et realistisk potentiale for at huse ukendte populationer. Det er oplagt at eftersøge de områder, hvor der er adskillelige registreringer af Klokke-Ensian (især centralt). Det dog er uklart, hvorvidt forekomsten af Klokke-Ensian har været fuldt efterforsket eller, om observationerne er af mere tilfældig karakter. Her anbefales også en målrettet eftersøgning af Ensianblåfugl og ikke mindst en bedre kortlægning af reelt egnede habitater (forekomst, tæthed og overlap af værterne). Endelig er der to områder, som er interessante i forbindelse med at skabe sammenhæng mellem klithederne på langs af nationalparken. Det første er områderne Bodilsande, Sandodde Sande og Kvadderker (samlet areal 81 hektar), der er kilet ind imellem Nystrup Klitplantage, Klitmøller, Vandet Sø og Vilsbøl Klitplantage. Dette område vil formodentligt være af afgørende betydning for sammenhængskraften mellem Hanstholm Vildtreservat og de centrale og sydlige dele af Nationalpark Thy. Det andet er de potentielt egnede habitater syd for Stenbjerg, som bør undersøges nærmere for Ensianblåfugl og dens værter før eventuelle forvaltningstiltag målrettet Ensianblåfugl implementeres.

²¹ Hvis forholdene på Vangså Klithede er ugunstige for Ensianblåfugl (lav habitatkvalitet) kan en rydning af plantagen skabe et "source-sink-område" hvor Vangså bidrager negativt til populationsstørrelsen i Ålvand. En effektiv barriere mellem "source- og sink"-områder kan altså være positivt for den samlede populationsstørrelse.

5. DATAGRUNDLAG FOR ANBEFALINGER

Følgende kortmateriale refererer til de kommende afsnit.

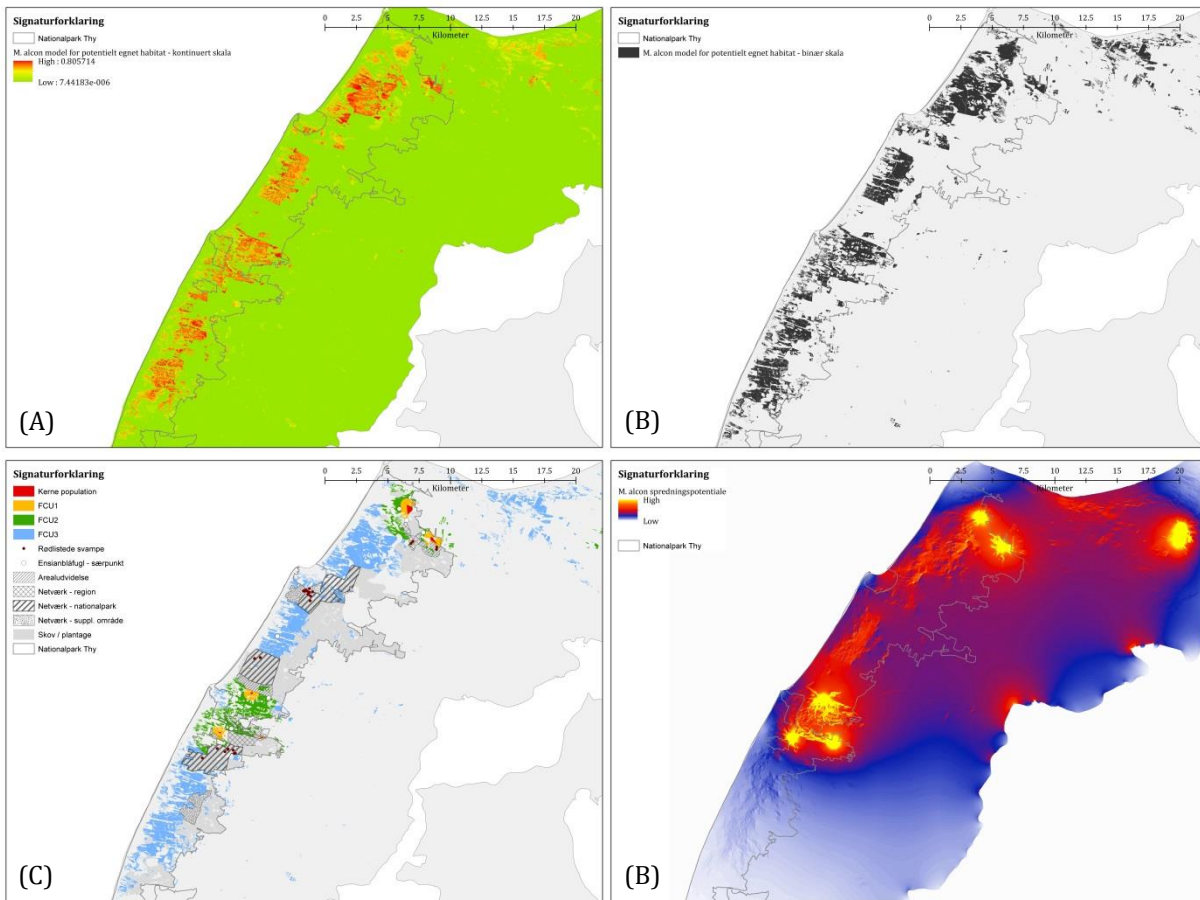


Fig. 5.1. Model for potentielt egnet habitat på kontinuert skala (A, se også afsnit 5.1) og binær skala (B, se også afsnit 5.1), Forvaltningskort med FCU-områder (C, se også afsnit 5.2) samt kort over spredningspotentialet for Ensignblåfugl (D, se også afsnit 5.3).

5.1. MODEL FOR POTENTIET EGNED HABITAT - KONTINUERT OG BINÆR SKALA

Feltobservationer af Ensignblåfugl med en præcision på $\leq 10\text{m}$ indsamlet i 2012 er grundlaget for udviklingen af den rumligt eksplicitte model for Ensignblåfugls potentielt egnede habitater i nationalparken. Det er således kernepopulationernes habitatkarakteristik, som er anvendt til at ekstrapolere ud i resten af nationalparken (Kelager et al. 2015a). Habitatmodellen med en opløsning på ca. 10 meter blev primært beskrevet af landanvendelse/landdækningskategori, især hede og mose. Habitatmodellen er på kontinuert skala mellem 0 og 1, hvor 1 angiver maksimal sandsynlighed for potentielt egnet habitat og 0 er helt uegnet habitat. Habitatmodellen reflekterer alle aspekter af de habitater, som Ensignblåfugl anvender, dvs. reproduktion, fouragering og spredning. Modellen afspejler dog ikke egentlig habitatkvalitet. Den kontinuerte habitatmodel blev konverteret til binær skala (dvs. uegnet eller egnet) ud fra den tærskelværdi, der bedst understøttedes af feltobservationerne. Den binære habitatmodel blev bl.a. anvendt for at kunne beregne arealet af egnede habitater og for at udpege FCU-områder (se afsnit 5.2).

5.2. FUNCTIONAL CONSERVATION UNITS

Maes et al. (2004) opererer med de evidensbaserede Functional Conservation Units som er udvalgte områder målrettet naturbevaringsindsatsen for Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*). En FCU er en rumlig enhed med for fokusarten reelt eller potentielt egnet habitat og hvor specifik naturforvaltnings- og naturgenopretningsindsatser bør koncentrerer. FCU-områderne skal samtidig anses som dynamiske instrumenter, der kan ændres i tid og rum hvis vilkårene ændres, eller som følge af metapopulationsdynamik.

5.2.1. FCU-områder: karakteristik, målsætning og udpegning

Maes et al. (2004) udvalgte FCU-områderne for Ensianblåfugl baseret på følgende datagrundlag: *i)* forekomsten af Ensianblåfugl, dens værtsplante Klokke-Ensign og dens habitat (våd hede), *ii)* populationsstørrelserne af Ensianblåfugl og *iii)* mobiliteten og koloniseringsevnen af Ensianblåfugl. Baseret på dette data inddelte de FCU-områderne i tre prioriteringsklasser (FCU1-3), som er videreført i indeværende analysearbejde, hvor der yderligere opereres med kernepopulationer, som Maes et al. (2004) benævner "occupied habitat patches" og indgår i FCU1 (se også Fig. 5.2).

- **Kernepopulationen** er defineret som det okkuperede (beboede) habitat²² (se også Fig. 5.2). Kernepopulationerne er selvstændige enheder som al diskussion og anbefalinger til forvaltning centrerer omkring, og de er identificeret ud fra feltobservationer udført i 2012 (Hørsving 2012, Lassen 2012, Mikkelsen 2012, Humm 2013, Kelager 2015).
- **FCU1** er et område på 500 m fra periferien af kernepopulationen hele vejen rundt (se også Fig. 5.2). Her er der høj daglig aktivitetsfrekvens, herunder fouragering, reproduktionsadfærd og spredning. FCU1 vil blive anvendt umiddelbart såfremt habitat er egnet. FCU1 har, sammen med kernepopulationen, højeste forvaltningsprioritet da et tab kan være uerstatteligt eller meget ressourcekrævende at genetablere. Målet er at opretholde en stor eller moderat stor populationsstørrelse, eller hvis lille eller i nedgang øge størrelsen af populationen. Det sidste kan opnås ved at forbedre eksisterende habitat eller udvide arealet med egnet habitat (Maes et al. 2004).
- **FCU2** er et område på 2000 m²³ fra periferien af kernepopulationen hele vejen rundt (se også Fig. 5.2). FCU2 afspejler de områder som har en rimelig sandsynlighed for naturligt at blive koloniseret af individer fra kernepopulationerne såfremt egnet habitat er tilgængelig. Målet for FCU2 er at skabe sammenhænge med kernepopulationer via FCU1-områderne, og bør derfor prioriteres såfremt habitaterne er egnede (Maes et al. 2004).
- **FCU3** er et område, hvor Ensianblåfugl *ikke* forekommer, men hvor der er reelt egnede habitater (FCU3a) eller kan være potentielt egnede habitater efter naturgenoprettelse (FCU3b). Målet for begge typer er at øge sammenhængen mellem habitater og opretholdelse af levedygtige metapopulationer eller populationsnetværk med naturgenopretning eller skabelse af nye egnede habitater som mulige virkemidler (Maes et al. 2004).

²² Området er indrammet af de mest yderligt liggende observationspunkter, således at alle observationer er inkluderet i området. Afgrænsningen af kernepopulationerne er genereret vha. convex hull funktionen i ArcMap.

²³ Et nyt populationsgenetiskstudie peger dog på at FCU2-områderne formodentligt kan være 3000 m fra periferien af kernepopulationen, hvilket indikere at spredningen af Ensianblåfugl er mindre begrænset end hidtil antaget (Broeck et al. 2017).

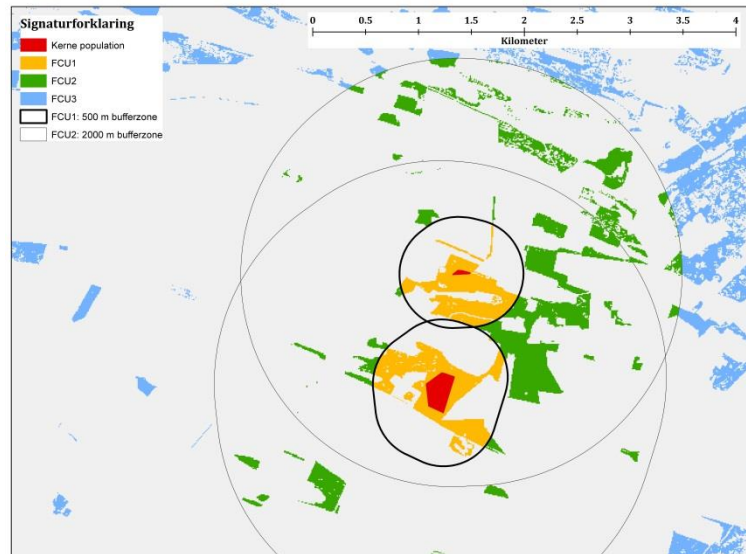


Fig. 5.2. Kort med to kernepopulationer og FCU1-3. Bufferzone på 500 m og 2000 m for hhv. FCU1 og FCU2 angivet på kortet, mens potentielt egnet habitat er angivet med orange, grøn eller blå farve. FCU-områderne er således kun en delmængde af bufferzonen.

Functional Conservation Units for Ensianblåfugl er således en dynamisk klassificering af områder/habitater efter deres sandsynlighed for at indgå i et populationsnetværk eller en metapopulationsstruktur (Maes et al. 2004). Indeværende arbejde følger denne kategorisering, men er modificeret ved kun at inkludere reelt eller potentielt egnet habitat²⁴ baseret på habitategnethedsmodellering af Kelager et al. (2015a) (se fig. 5.2 og afsnit 5.1). Derudover inkluderer FCU-3 alle potentielt egnede områder, ikke kun lokaliteter, hvorfra Ensianblåfugl tidligere er kendt, idet udpegningen af FCU-områderne forudsætter en fyldestgørende kortlægning, hvilket ikke er tilfældet for Nationalpark Thy. Udpegningen af FCU-områderne er baseret på modellen for habitaternes egnethed kombineret med de identificerede kernepopulationer og er yderligere understøttet af feltobservationerne og de populations-genetiske undersøgelser (Kelager et al. 2015c). Se Fig. 5.1 for oversigtskort, Fig. 3.1 og Fig. 3.2 for kort over den centrale og nordlige region af nationalparken samt bilag 7.2-7.6 for regionskort over hele nationalparken.

5.3. SPREDNINGSSANDSYNLIGHED

Spredningssandsynligheden vist på Fig. 5.1D angiver sandsynligheden for at et givent område potentielt kan anvendes som spredningsvej. Beregningen baseres på landskabets spredningsmodstand, altså i hvor høj grad forskellige landskabskarakteristika forhindrer, reducerer eller fremmer spredning (McRae et al. 2008). Eksempelvis vil hede fremme spredning, mens skov reducerer (hvis ikke forhindrer) spredning (se afsnit 1 og 2). Modellen for potentielt egnet habitat (se afsnit 5.1.) der objektivt kvantificerer spredningsmodstanden i

²⁴ Rumligt eksplicit modelleret - også benævnt "Habitat suitability model". Til FCU-områderne er anvendt den binære model (egnet eller ikke-egnet) da tolkningen af FCU-områder vil være uhensigtsmæssigt kompliceret ved brug af modellen på kontinuert skala.

Nationalpark Thy blev benyttet til denne analyse. Se tekniske detaljer i Kelager et al. (2015c). Generelt viste analysen at de tværgående plantager mellem den nordlige og centrale del af nationalparken kraftigt reducerede (eller helt forhindrede) sandsynligheden for spredning mellem regionerne. Til gengæld er der et fornuftigt udgangspunkt for at skabe sammenhænge mellem kernepopulationerne indenfor disse to regioner.

5.4. POPULATIONSGENETISKE ANALYSER

På baggrund af det indsamlede materiale (vingefragmenter) af Ensianblåfugl (Mikkelsen 2012) udførtes der dybdegående populationsgenetiske analyser for kernepopulationerne i bl.a. Nationalpark Thy (Kelager et al. 2015c).



Vingeklip (2-3mm²) af Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) til DNA-ekstraktion og -analyser. Foto af Andreas Kelager

Helt overordnet viste studiet, at de centralt placerede populationer huser betydeligt større genetisk variation og er mere forskellige fra hinanden end de nordligste (se Fig. 5.4). Analyserne viste også at genudveksling mellem populationerne er meget begrænset med en udtalt genetisk isolation med geografisk distance. Den genetiske diversitet indenfor populationerne var relativt lav for alle populationerne sammenlignet populationerne i Vadehavsområdet. Denne forskel er formodentligt et resultat af sekventiel "founder effect" - populationskoloniseringer i serie - hvorved der mistes genetisk diversitet for hver kolonisering.

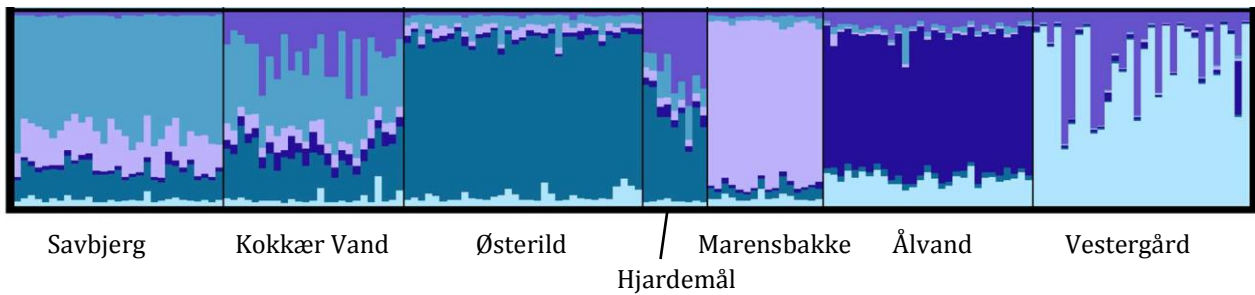
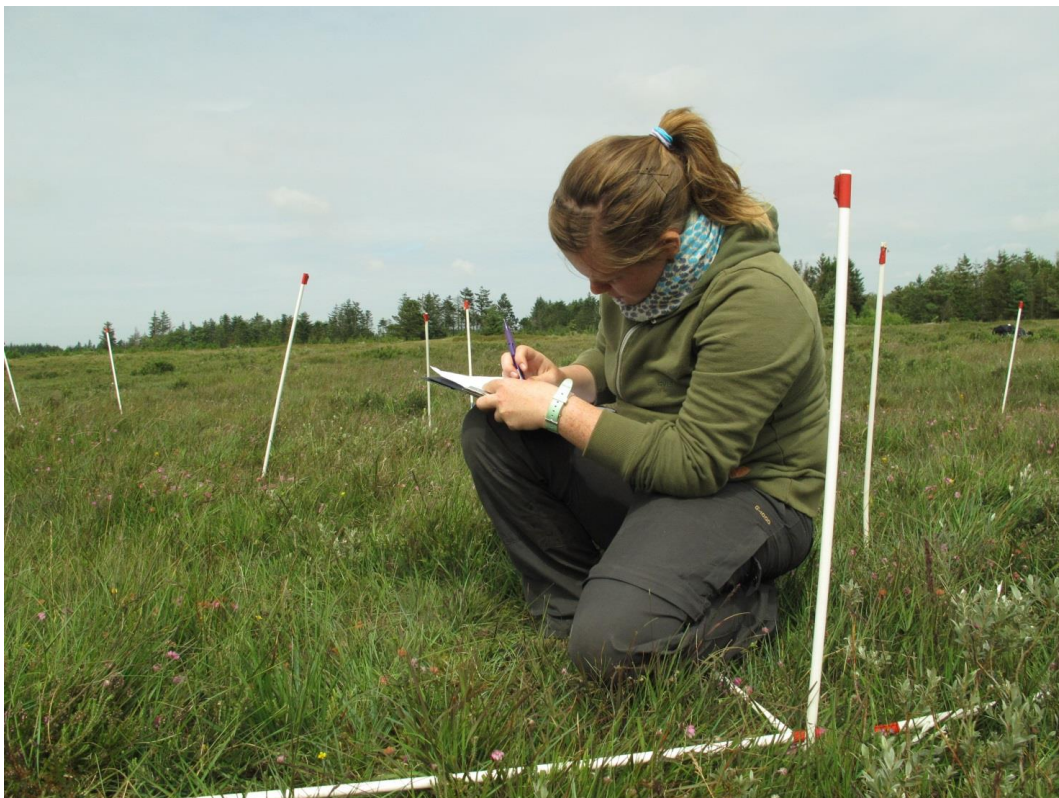


Fig. 5.4. Genetisk forskellighed indenfor og mellem populationerne. Hver søjle indikerer genetisk medlemskab for hvert individ pr. population, og hver farve angiver en specifik genetisk gruppe. Al anden behandling af Østerild og Hjardemål indgår ikke i denne rapport, da det ligger udenfor Nationalpark Thys grænser.

Lokal populationshistorie kan også have en medvirkende faktor ved niveauet af genetisk diversitet. Desværre findes der ikke data, som kan anvendes i en korrelationsanalyse med genetisk diversitetsmål, men de mønstre, som fremkom sammen med arealet af kernepopulationerne, viste ikke umiddelbart tegn på, at populationerne i Thy-området er særligt udsatte. Marensbakke og Vestergård havde dog mindst genetisk diversitet af alle populationer, hvilket for Vestergård nok skyldes det meget lille FCU1-område, som kernepopulationen befinder sig i og for Marensbakke det relativt lave antal indsamlede individer – som måske kan skyldes et reelt lille areal med egnet habitat eller artefakt af indsamlingsmængden. Arealet for Vestergård, dets sammenhæng med andre populationer bør derfor øges. Populationsgrænserne for Marensbakke bør derfor kortlægges bedre for at kunne give en mere dækkende trusselvurdering og mere præcise anbefalinger til fremtidig forvaltning.



Ea Hørsving studerer myrefaunaen og vegetationsstrukturen ved Vestergård. Foto af Maria Mikkelsen

6. REFERENCER

- Aaris-Sørensen, K. 2016. Danmarks Pattedyr - fra Istid til Nutid, Statens Natuhistoriske Museum, Københavns Universitet
- Adelørn, J. H. 2016. The phenological responses to increasing temperatures of the butterflies *Maculinea alcon* and *Maculinea arion*. MSc thesis. Department of Biology, University of Copenhagen.
- Als, T. D., Nash, D. R., and Boomsma, J. J. 2002. Geographical variation in host-ant specificity of the parasitic butterfly *Maculinea alcon* in Denmark. *Ecological Entomology* **27**: 403-414.
- Andersen, E. Ø., Buck, A., Adrados, L. C., Broe, E. C., and Immersen, B. B. 2016. Nationalparkplan 2016-2022 for Nationalpark Thy. Nationalparkfond Thy. ISBN: 978-87-993799-5-8. <http://nationalparkthy.dk/om-nationalpark-thy/nationalparkplanen/>
- Appelqvist, T., and Bengtsson, O. 2007. Åtgärdsprogram för alkonblåvinge och klockgentiana 2007-2011 (*Maculinea alcon* och *Gentiana pneumonanthe*). Rapport 5686. 68 sider. Naturvårdsverket. <http://www.lansstyrelsen.se/vastragotaland/SiteCollectionDocuments/Sv/djur-och-natur/hotade-vaxter-och-djur/atgardsprogram/alkonblavinge.pdf>
- Appelqvist, T., Gimdal, R., Finsberg, M., and Bengtson, O. 1998. The alcon blue (*Maculinea alcon*) in the region of Västra Götaland - Habitat selection and aspects on conservation [In Swedish]. *Entomologisk Tidskrift* **119**: 121-130.
- Baguette, M. 2003. Long distance dispersal and landscape occupancy in a metapopulation of the cranberry fritillary butterfly. *Ecography* **26**: 153-160.
- Broeck, A. V., Maes, D., Kelager, A., Wynhoff, I., WallisDeVries, M. F., Nash, D. R., Oostermeijer, G., and Mergeay, J. 2017. Gene flow and effective population sizes of the Alcon blue butterfly *Maculinea alcon* in a highly fragmented, anthropogenic landscape. *Biological Conservation* **209**: 89-97.
- Buchwald, E., and Søgaard, S. 2000. Danske naturtyper i det europæiske NATURA 2000 netværk, Miljø- og Energiministeriet / Skov- og Naturstyrelsen
- Buttenschön, R. M. 2007. Græsning og høslæt i naturplejen. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Center for Skov, Landskab og Planlægning, Københavns Universitet, Hørsholm, 2007. 250 s. ill.
- Chapman, P. 2007. Conservation Grazing of Semi-natural Habitats. The Scottish Agricultural Collage, Edinburgh. ISBN 1-85482-870-3.
- Chapman, S. B., Rose, R. J., and Clarke, R. T. 1989. The Behavior of Populations of the Marsh Gentian (*Gentiana pneumonanthe*): a Modeling Approach. *Journal of Applied Ecology* **26**: 1059-1072.
- Cormont, A., Wamelink, G. W. W., Jochem, R., WallisDeVries, M. F., and Wegman, R. M. A. 2013. Host plant-mediated effects of climate change on the occurrence of the Alcon blue butterfly (*Phengaris alcon*). *Ecological Modelling* **250**: 329-337.
- Cote, J., Bestion, E., Jacob, S., Travis, J., Legrand, D., and Baguette, M. 2017. Evolution of dispersal strategies and dispersal syndromes in fragmented landscapes. *Ecography* **40**: 56-73.
- Ejrnæs, R., Wiberg-Larsen, P., Holm, T. H., Josefson, A. B., Strandberg, B., Nygaard, B., Andersen, L. W., Winding, A., Termansen, M., Hansen, M. D. D., Søndergaard, M., Hansen, A. S., Lundsteen, S., Baattrup-Pedersen, A., Kristensen, E., Krogh, P. H., Simonsen, V., Hasler, B., and Levin, G. 2011. Danmarks biodiversitet 2010 - Status, udvikling og trusler. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 815.
- Elmes, G. W. 1980. Queen Numbers in Colonies of Ants of the Genus *Myrmica*. *Insectes Sociaux* **27**: 43-60.
- Elmes, G. W., Thomas, J. A., Wardlaw, J. C., Hochberg, M. E., Clarke, R. T., and Simcox, D. J. 1998. The ecology of *Myrmica* ants in relation to the conservation of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation* **2**: 67-78.
- Grill, A., Cleary, D. F. R., Stettmer, C., Brau, M., and Settele, J. 2008. A mowing experiment to evaluate the influence of management on the activity of host ants of *Maculinea* butterflies. *Journal of Insect Conservation* **12**: 617-627.
- Hampton, M. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 4010 Northern Atlantic wet heaths with *Erica tetralix*. European Commission http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/4010_Atlantic_wet_heaths.pdf
- Hanski, I. 1994. A practical model of metapopulation dynamics. *Journal of Animal Ecology* **63**: 151-162.
- Heilmann-Clausen, J., Larsen, J. C., Pedersen, L., Vistisen, K., Iversen, L. L., Kielgast, J., Bruun, H. H., Hermansen, B., Pedersen, O., Sand-Jensen, K., and Tøttrup, A. P. 2015. Program for basisregistrering og naturovervågning i Nationalpark Thy. 83 pp. Center for Makroøkologi, Evolution og Klima, Statens Naturhistoriske Museum, Københavns Universitet.
- Hochberg, M. E., Clarke, R. T., Elmes, G. W., and Thomas, J. A. 1994. Population-dynamic consequences of direct and indirect interactions involving a large blue butterfly and its plant and red ant hosts. *Journal of Animal Ecology* **63**: 375-391.

- Hodgson, J. A., Moilanen, A., Wintle, B. A., and Thomas, C. D. 2011. Habitat area, quality and connectivity: striking the balance for efficient conservation. *Journal of Applied Ecology* **48**: 148-152.
- Horskins, K., Mather, P. B., and Wilson, J. C. 2006. Corridors and connectivity: when use and function do not equate. *Landscape Ecology* **21**: 641-655.
- Hørsving, E. B. M. 2012. Ensianblåfuglen (*Maculinea alcon*) og forekomsten af dennes værter i Nationalpark Thy. BSc thesis. Department of Biology, University of Copenhagen.
- Höttinger, H., Schlick-Steiner, B. C., and Steiner, F. M. 2003. The Alcon blue *Maculinea alcon* (Lepidoptera : Lycaenidae) in eastern Austria: Status and conservation measures. *Ekologia-Bratislava* **22**: 107-118.
- Houston, J. A. 2008. Management of Natura 2000 habitats. 2190 Humid dune slacks. European Commission. http://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/management/habitats/pdf/2190_Humid_dune_slacks.pdf
- Humm, D. J. 2013. Klokke-ensians (*Gentiana pneumonanthe*) habitatniche - Betingelser for forekomst og abundans i Nationalpark Thy. BSc thesis. Department of Biology, University of Copenhagen.
- Johst, K., Drechsler, M., Thomas, J., and Settele, J. 2006. Influence of mowing on the persistence of two endangered large blue butterfly species. *Journal of Applied Ecology* **43**: 333-342.
- Kelager, A. 2015. Biotic interaction in space and time: the social parasitic *Maculinea alcon* and its hosts as model system. PhD thesis, PhD School of the Faculty of Science, University of Copenhagen.
- Kelager, A., Hørsving, E. B. M., Bøcher, P. K., Svenning, J.-C., Nash, D. R., and Bruun, H. H. 2015a. Chapter II: Habitat suitability modelling of the rare diet specialist and ant brood parasitic butterfly *Maculinea alcon*. pp. 53-78 in Kelager, A. Biotic interaction in space and time: the social parasitic *Maculinea alcon* and its hosts as model system [PhD thesis], PhD School of the Faculty of Science, University of Copenhagen
- Kelager, A., Nash, D. R., and Bruun, H. H. 2015b. Appendix I: 2. Re-evaluating the national red list assessment of *Maculinea alcon* in Denmark. pp. 150-156 in Kelager, A. Biotic interaction in space and time: the social parasitic *Maculinea alcon* and its hosts as model system [PhD thesis], PhD School of the Faculty of Science, University of Copenhagen
- Kelager, A., Wellenreuther, M., Hansson, B., Nash, D. R., and Bruun, H. H. 2015c. Chapter III: Landscape genetics of the vulnerable social parasitic butterfly *Maculinea alcon*. pp. 79-112 in Kelager, A. Biotic interaction in space and time: the social parasitic *Maculinea alcon* and its hosts as model system [PhD thesis], PhD School of the Faculty of Science, University of Copenhagen
- Kesel, R., and Urban, K. 1999. Population dynamics of *Gentiana pneumonanthe* and *Rhynchospora fusca* during wet heathland restoration. *Applied Vegetation Science* **2**: 149-156.
- Kostrakiewicz-Gieralt, K. 2013. The Effect of Vegetation Character on Abundance and Structure of Subpopulations of Rare Herb Species *Gentiana Pneumonanthe* L. *Polish Journal of Ecology* **61**: 35-43.
- Küer, A., and Fartmann, T. 2004. Prominent shoots are preferred: microhabitat preferences of *Maculinea alcon* ([Denis & Schiffermüller], 1775) in Northern Germany (Lycaenidae). *Nota Lepidopterologica* **27**: 309-319.
- Lassen, J. W. 2012. Estimering af demografiske parametre for *Maculinea alcon* på 3 lokaliteter i Nationalpark Thy. BSc thesis. Department of Biology, University of Copenhagen.
- Levin, G., Jepsen, M. R., and Blemmer, M. B. 2012. Basemap: Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Technical Report No. 11.47 pp. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. <http://www2.dmu.dk/Pub/TR11.pdf>
- Madsen, A. B., Andersen, L. W., and Sunde, P. 2012. Ulve i Danmark – hvad kan vi forvente? 19 pp. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. http://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/ulv_notat.pdf
- Maes, D., and Van Dyck, H. 2005. Habitat quality and biodiversity indicator performances of a threatened butterfly versus a multispecies group for wet heathlands in Belgium. *Biological Conservation* **123**: 177-187.
- Maes, D., Vanreusel, W., Talloen, W., and Van Dyck, H. 2004. Functional conservation units for the endangered Alcon Blue butterfly *Maculinea alcon* in Belgium (Lepidoptera : Lycaenidae). *Biological Conservation* **120**: 229-241.
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., and Shah, V. B. 2008. Using Circuit Theory to Model Connectivity in Ecology, Evolution, and Conservation. *Ecology (Washington D C)* **89**: 2712-2724.
- Mikkelsen, M. 2012. Den genetiske variation og struktur i populationer af Ensianblåfugl (*Maculinea alcon*) i Nationalpark Thy. BSc thesis. Department of Biology, University of Copenhagen.
- Mitchell, R. J., Auld, M. H. D., Hughes, J. M., and Marrs, R. H. 2000. Estimates of nutrient removal during heathland restoration on successional sites in Dorset, southern England. *Biological Conservation* **95**: 233-246.
- Mitchell, R. J., Marrs, R. H., and Auld, M. H. D. 1998. A comparative study of the seedbanks of heathland and successional habitats in Dorset, Southern England. *Journal of Ecology* **86**: 588-596.
- Moeslund, J. E., Arge, L., Bocher, P. K., Dalgaard, T., Ejrnaes, R., Odgaard, M. V., and Svenning, J.-C. 2013. Topographically controlled soil moisture drives plant diversity patterns within grasslands. *Biodiversity and Conservation* **22**: 2151-2166.

- Mouquet, N., Belrose, V., Thomas, J. A., Elmes, G. W., Clarke, R. T., and Hochberg, M. E. 2005. Conserving community modules: A case study of the endangered lycaenid butterfly *Maculinea alcon*. *Ecology* **86**: 3160-3173.
- Nash, D. R., Als, T. D., Maile, R., Jones, G. R., and Boomsma, J. J. 2008. A mosaic of chemical coevolution in a large blue butterfly. *Science* **319**: 88-90.
- Naturstyrelsen. 2012a. Hanstholm Vildtreservat og Tved Klitplantage - Vandretursfolder nr. 51. Miljøministeriet. http://naturstyrelsen.dk/media/nst/89749/Hanstholm%20Vildtreservat_101213_Web.pdf
- Naturstyrelsen. 2012b. Stenbjerg i Thy - Vandretursfolder nr. 126. Miljøministeriet. http://naturstyrelsen.dk/media/nst/89779/Stenbjerg%20Thy_111213_Web.pdf
- Naturstyrelsen. 2012c. Tvorup Klitplantage - Vandretursfolder nr. 116. Miljøministeriet. http://naturstyrelsen.dk/media/nst/89781/Tvorup_131213_Web.pdf
- Naturstyrelsen. 2017a. Bison Bornholm. Miljøministeriet. [adgang 2017.01.18] <http://naturstyrelsen.dk/naturbeskyttelse/naturprojekter/bison-bornholm/>
- Naturstyrelsen. 2017b. Bisonflokken har mistet et medlem. Miljøministeriet. [adgang 2017.01.18] <http://naturstyrelsen.dk/lokale-enheder/lokale-nyheder/2017/jan/bisonflokken-har-mistet-et-medlem/>
- Naturstyrelsen. 2017c. Natura 2000-plejeplan for lysåbne naturtyper og arter på Naturstyrelsens arealer 2. planperiode 2016-2021 i Natura 2000-område nr. N24 Hanstholm Reservat, Nors sø og Vandet sø. Naturstyrelsen, Randbøl. Miljøministeriet. <http://naturstyrelsen.dk/media/204580/n24-hanstholm-vildtreservat-nors-soe-og-vandet-soe.pdf>
- Naturstyrelsen. 2017d. Natura 2000-plejeplan for lysåbne naturtyper og arter på Naturstyrelsens arealer 2. planperiode 2016-2021 i Natura 2000-område nr. N26 Ålvand klithede, Førby Sø. Naturstyrelsen, Randbøl. Miljøministeriet. <http://naturstyrelsen.dk/media/204585/n26-aalvand-klithede-foerby-soe.pdf>
- Nowicki, P., Marczyk, J., and Kajzer-Bonk, J. 2015. Metapopulations of endangered *Maculinea* butterflies are resilient to large-scale fire. *Ecohydrology* **8**: 398-405.
- Nowicki, P., Pepkowska, A., Kudlek, J., Skorka, P., Witek, M., Settele, J., and Woyciechowski, M. 2007. From metapopulation theory to conservation recommendations: Lessons from spatial occurrence and abundance patterns of *Maculinea* butterflies. *Biological Conservation* **140**: 119-129.
- Nowicki, P., Settele, J., Thomas, J. A., and Woyciechowski, M. 2005. A review of population structure of *Maculinea* butterflies. 144-149 in Settele, J., Kühn, E., and Thomas, J. A. *Studies on the Ecology and Conservation of Butterflies in Europe*. Pensoft Publishers
- Nowicki, P., Vrabec, V., Binzenhoefer, B., Feil, J., Zaksek, B., Hovestadt, T., and Settele, J. 2014. Butterfly dispersal in inhospitable matrix: rare, risky, but long-distance. *Landscape Ecology* **29**: 401-412.
- Nygaard, B., Ejrnæs, R., Baattrup-Pedersen, A., and Fredshavn, J. R. 2009. Danske plantesamfund i moser og enge - vegetation, økologi, sårbarhed og beskyttelse. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 144 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 728. <http://www.dmu.dk/Pub/FR728.pdf>
- Nygaard, B., Wind, P., and Ejrnæs, R. 2011. Restoration of dune habitats in Østerild Klitplantage - baseline monitoring 2011. Scientific Report No. 13.36 pp. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. <http://www.dmu.dk/Pub/SR13.pdf>
- Öckinger, E., and Smith, H. G. 2008. Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology* **23**: 27-40.
- Oostermeijer, J. G. B., Brugman, M. L., DeBoer, E. R., and DenNijs, H. C. M. 1996. Temporal and spatial variation in the demography of *Gentiana pneumonanthe*, a rare perennial herb. *Journal of Ecology* **84**: 153-166.
- Oostermeijer, J. G. B., Dennijs, J. C. M., Raijmann, L. E. L., and Menken, S. B. J. 1992. Population Biology and Management of the Marsh Gentian (*Gentiana-Pneumonanthe* L), a Rare Species in the Netherlands. *Botanical Journal of the Linnean Society* **108**: 117-130.
- Oostermeijer, J. G. B., Luijten, S. H., Krenova, Z. V., and Den Nijs, H. C. M. 1998. Relationships between population and habitat characteristics and reproduction of the rare *Gentiana pneumonanthe* L. *Conservation Biology* **12**: 1042-1053.
- Oostermeijer, J. G. B., Vantveer, R., and Dennijs, J. C. M. 1994. Population structure of the rare, long lived perennial *Gentiana pneumonanthe* in relation to vegetation and management in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology* **31**: 428-438.
- Perez, I., Anadon, J. D., Diaz, M., Nicola, G. G., Tella, J. L., and Gimenez, A. 2012. What is wrong with current translocations? A review and a decision-making proposal. *Frontiers in Ecology and the Environment* **10**: 494-501.
- Petanidou, T., Dennijs, J. C. M., Oostermeijer, J. G. B., and Ellisadam, A. C. 1995. Pollination Ecology and Patch-Dependent Reproductive Success of the Rare Perennial *Gentiana-Pneumonanthe* L. *New Phytologist* **129**: 155-163.
- Petanidou, T., Ellis-Adam, A., Den Nijs, H. C. M., and Oostermeijer, J. G. B. 2001. Differential pollination success in the course of individual flower development and flowering time in *Gentiana pneumonanthe* L. (*Gentianaceae*). *Botanical Journal of the Linnean Society* **135**: 25-33.
- Pywell, R. F., Pakeman, R. J., Allchin, E. A., Bourn, N. A. D., Warman, E. A., and Walker, K. J. 2002. The potential for lowland heath regeneration following plantation removal. *Biological Conservation* **108**: 247-258.

- Radchenko, A. G., and Elmes, G. W. 2010. *Myrmica* ants (Hymenoptera, Formicidae) of the Old World. Natura optima dux Foundation, Warszawa, Poland, pp. 789. ISBN: 978-83-930773-1-1.
- Radchuk, V., WallisDeVries, M. F., and Schtickzelle, N. 2012. Spatially and Financially Explicit Population Viability Analysis of *Maculinea alcon* in The Netherlands. *Plos One* **7**.
- Randers Kommune. 2017. Vorup Enge. [adgang 2017.01.18] <https://natur.randers.dk/besoeg-naturen/bynaere-naturomraader/vorup-enge/>
- Rose, R. J., Clarke, R. T., and Chapman, S. B. 1998. Individual variation and the effects of weather, age and flowering history on survival and flowering of the long-lived perennial *Gentiana pneumonanthe*. *Ecography* **21**: 317-326.
- Simberloff, D., Farr, J. A., Cox, J., and Mehlman, D. W. 1992. Movement corridors: Conservation bargains or poor investments? *Conservation Biology* **6**: 493-504.
- Simmonds, N. W. 1946. *Gentiana pneumonanthe* L. *Journal of Ecology* **33**: 295-307.
- Thomas, C. D. 2000. Dispersal and extinction in fragmented landscapes. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B* **267**: 139-145.
- Thomas, J. A., Simcox, D. J., and Clarke, R. T. 2009. Successful conservation of a threatened *Maculinea* butterfly. *Science* **325**: 80-83.
- Van Dyck, H., and Baguette, M. 2005. Dispersal behaviour in fragmented landscapes: Routine or special movements? *Basic and Applied Ecology* **6**: 535-545.
- van Langevelde, F., and Wynhoff, I. 2009. What limits the spread of two congeneric butterfly species after their reintroduction: quality or spatial arrangement of habitat? *Animal Conservation* **12**: 540-548.
- Vermeulen, R. 2015. Natural grazing: Practices in the rewilding of cattle and horses. Rewilding Europe.
- Volis, S., Bohrer, G., Oostermeijer, G., and Van Tienderen, P. 2005. Regional consequences of local population demography and genetics in relation to habitat management in *Gentiana pneumonanthe*. *Conservation Biology* **19**: 357-367.
- WallisDeVries, M. F. 2004. A quantitative conservation approach for the endangered butterfly *Maculinea alcon*. *Conservation Biology* **18**: 489-499.
- Webb, N. R. 1998. The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology* **35**: 987-990.
- Wind, P. 2013. Monitoring the vegetation recovery in Østerild Plantage 2013. Part 1. Technical Report No. 30. .40 pp. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. <http://dce2.au.dk/pub/TR30.pdf>
- Wind, P. 2016. Monitoring the vegetation recovery in Østerild Plantage 2015. Part 2. Technical Report No. 73. .44 pp. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy. <http://dce2.au.dk/pub/TR73.pdf>
- Wind, P., and Pihl, S. 2004. *Maculina alcon* - den Danske Rødliste. The National Environmental Research Institute, Aarhus University. Tilgængelig fra <http://redlist.dmu.dk> [adgang 2014.03.11].
- Wynhoff, I. 1998. Lessons from the reintroduction of *Maculinea teleius* and *M. nausithous* in the Netherlands. *Journal of Insect Conservation* **2**: 47-57.
- Wynhoff, I., van Gestel, R., van Swaay, C., and van Langevelde, F. 2011. Not only the butterflies: managing ants on road verges to benefit *Phengaris* (*Maculinea*) butterflies. *Journal of Insect Conservation* **15**: 189-206.

7. BILAGSMATERIALE

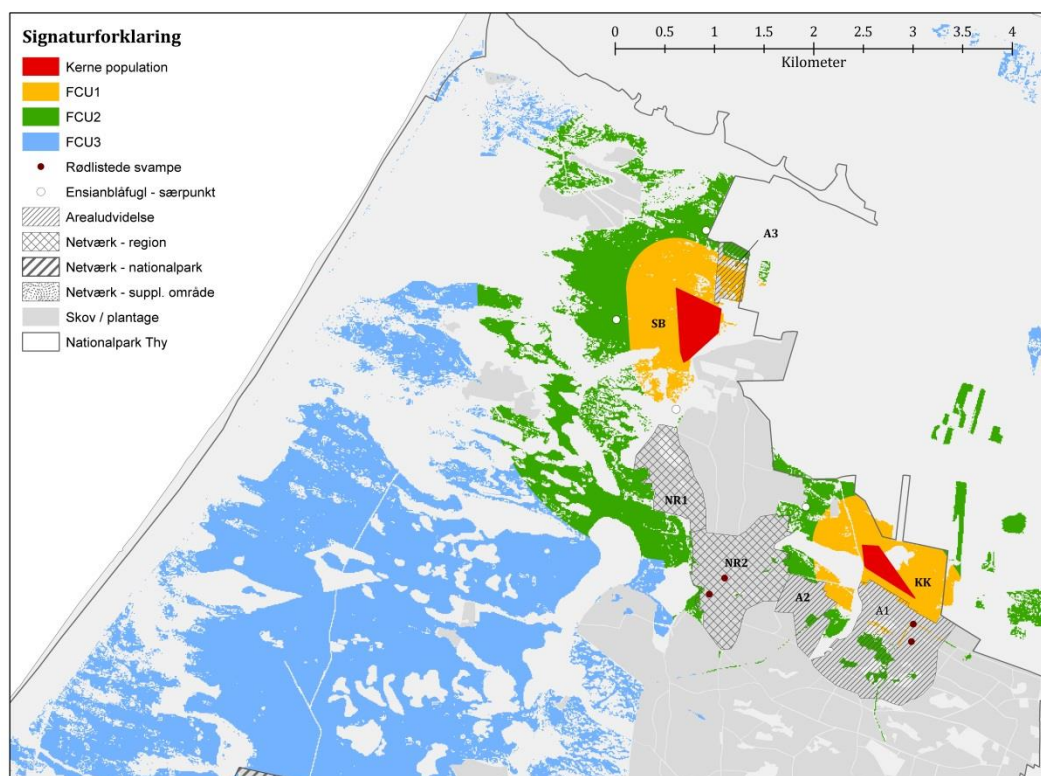
7.1. TABEL OVER FORVALTNINGSOMRÅDER

Se placering af forvaltningsområder (formål og områdeID) på forvaltningskort 7.2-7.6.

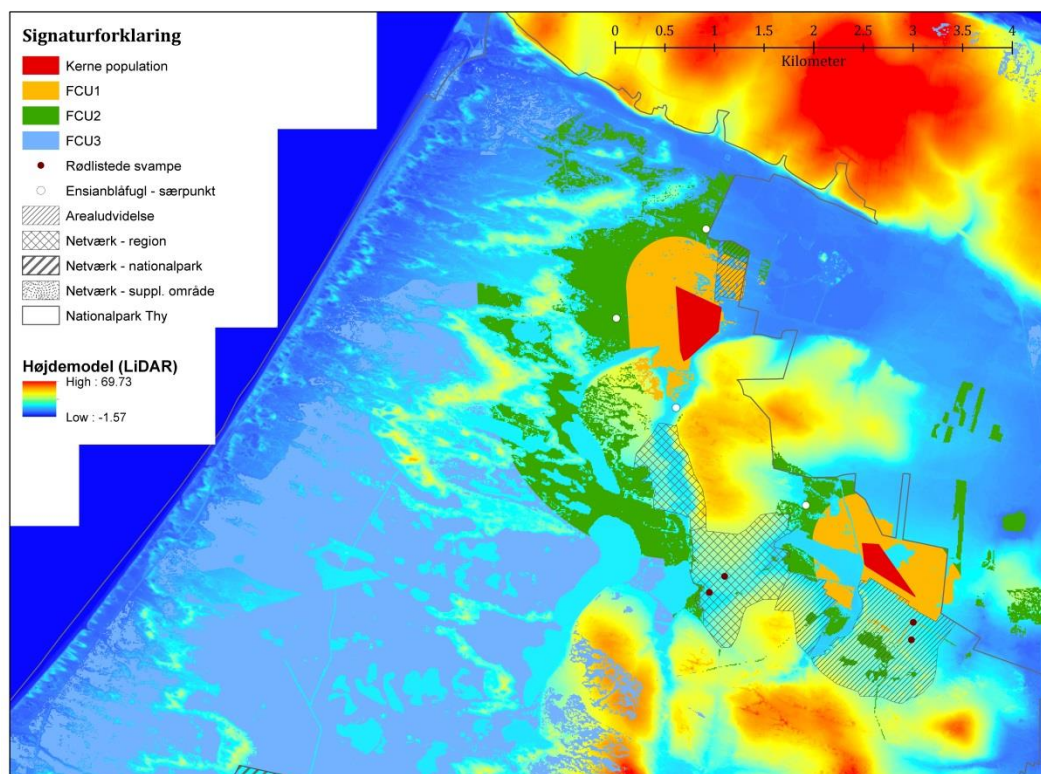
Formål / områdeID	Navn	Hektar
Arealudvidelse		398
A1	Langsande	100
A2	Vilsebjerge	27
A3	Savbjerg N	16
A4	Færgegård Sig	176
A5	Glynebakke - Jensbakke	48
A6	Marensbakke	31
Netværk - region		344
NR1	Lavning ved Savbjerg	42
NR2	Tved klitplantage	86
NR3	Stenbjerg Klitplantage N	215
Netværk - nationalpark		1933
NN1	Klitmøller Klithede - Nystrup Klitplantage	674
NN2	Tvorup Klitplantage	609
NN3	Stenbjerg Klitplantage	650
Netværk - supplerende		918
NS1	Klitmøller Sydvest	73
NS2	Kvadderker	68
NS3	Nystrup Klitplantage SØ	151
NS4	Vestergård Øst	168
NS5	Førby SØ	177
NS6	Hvidbjerg klitplantage	282
Samlet		3593

7.2. BILAG – KORTMATERIALE OVER NORD 1

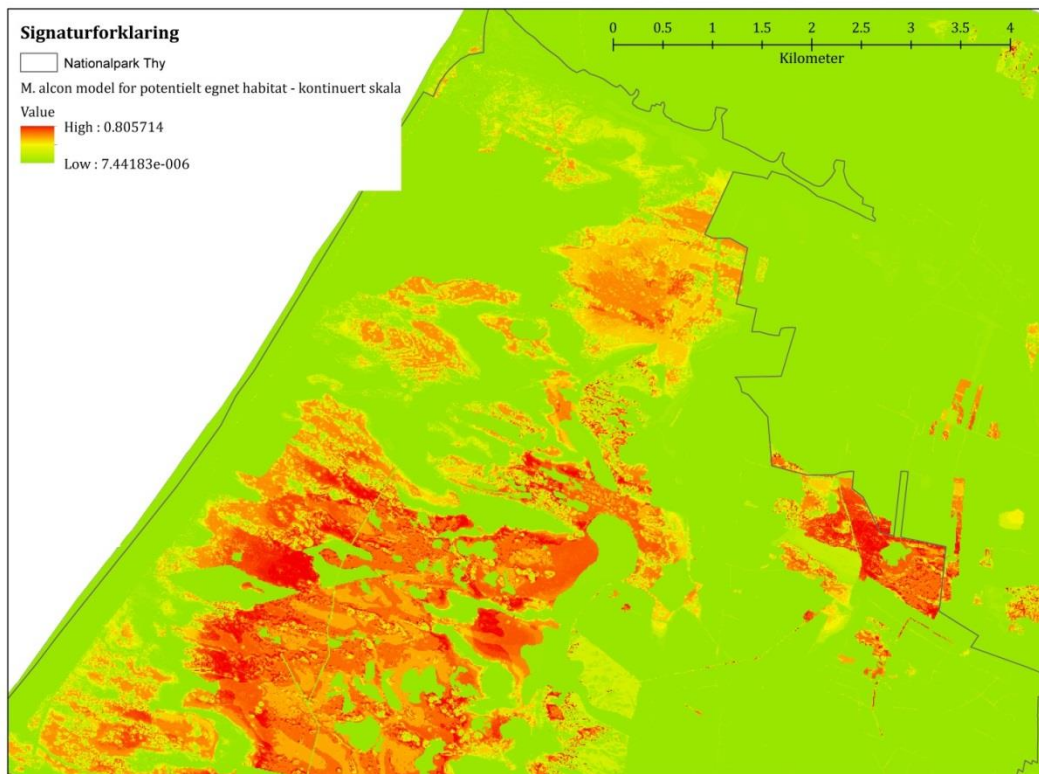
Forvaltningskort med skov



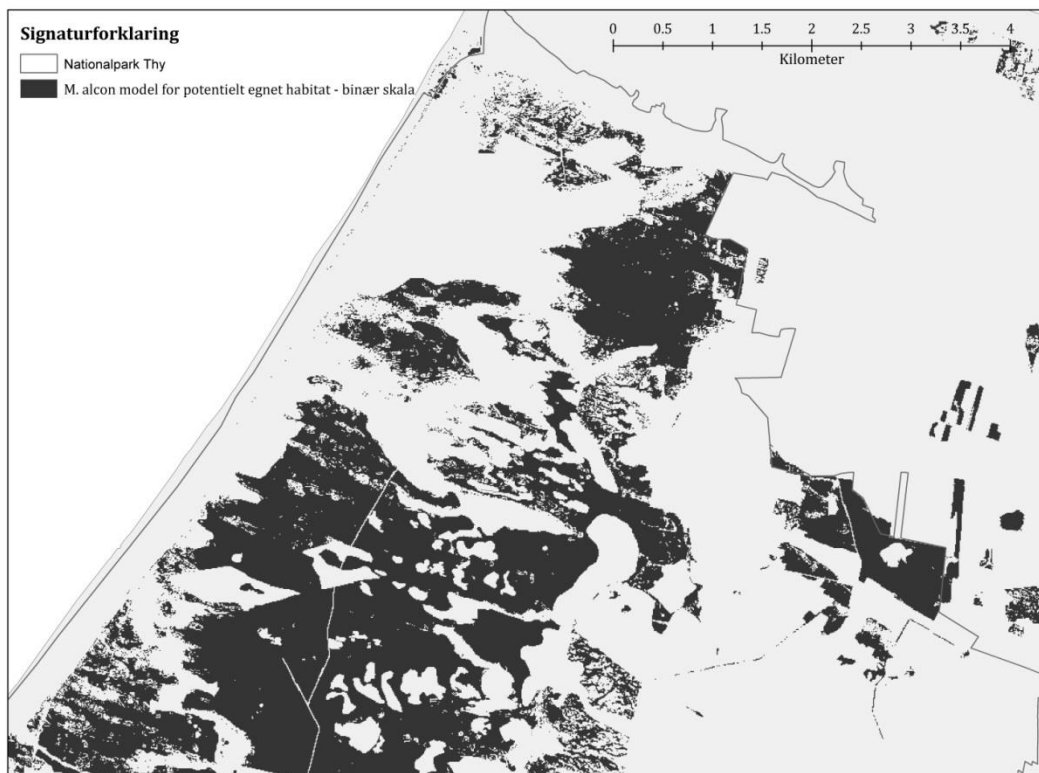
Forvaltningskort med Højdemodellen (LiDAR)



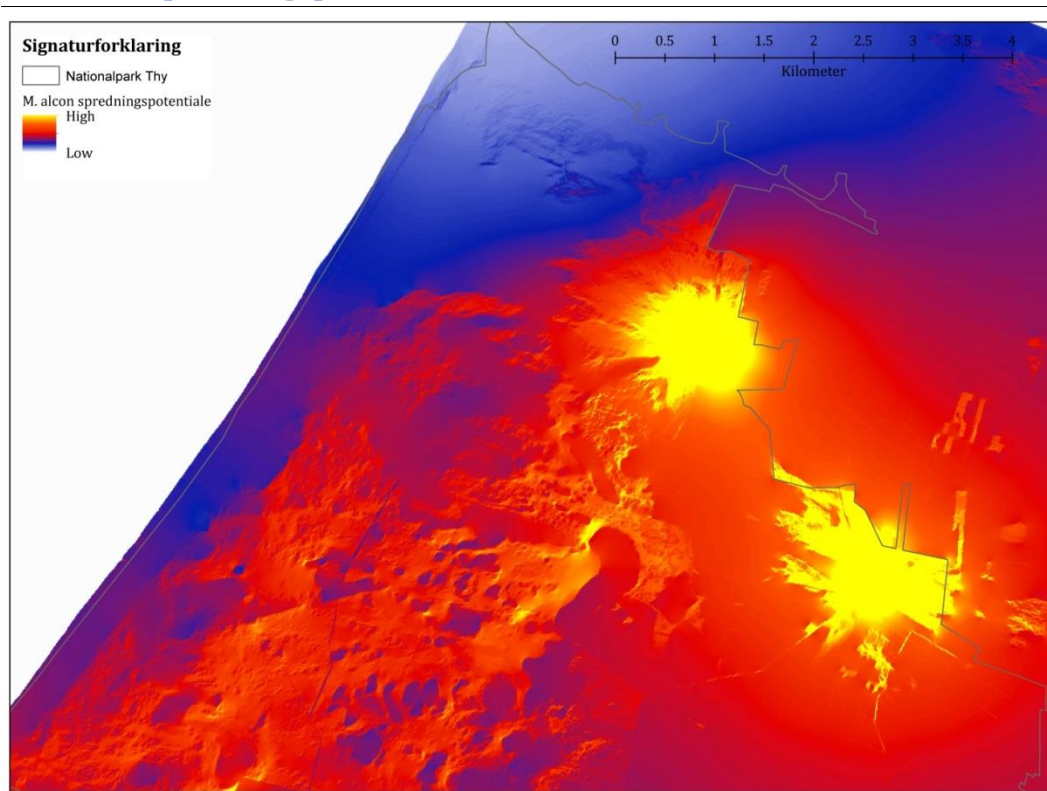
Kort over potentielt egnet habitat – kontinuert skala



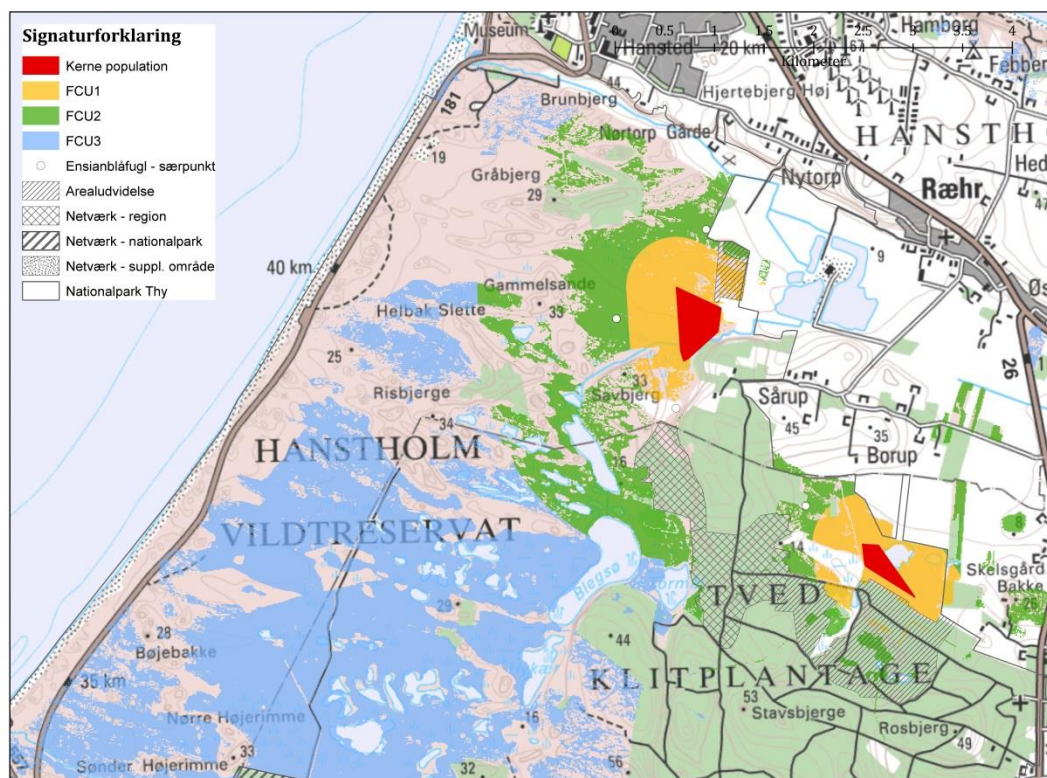
Kort over potentielt egnet habitat – binær skala



Kort over spredningspotentialiet

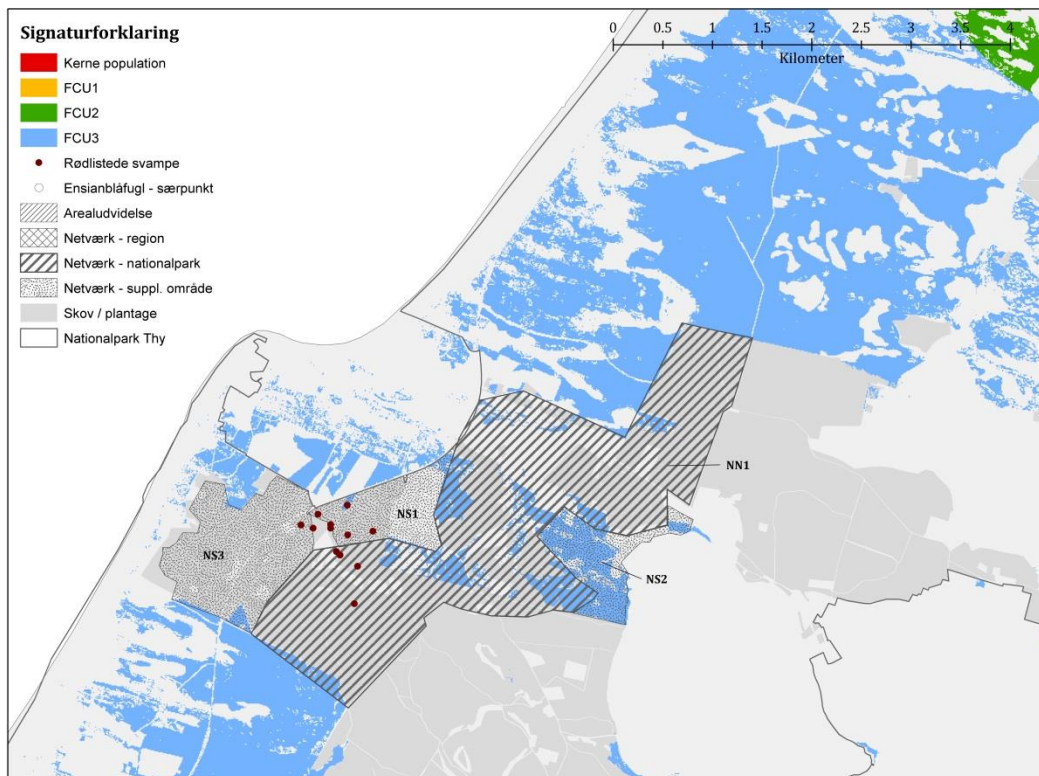


Forvaltningskort med DTK 1:100.000 topografisk kort

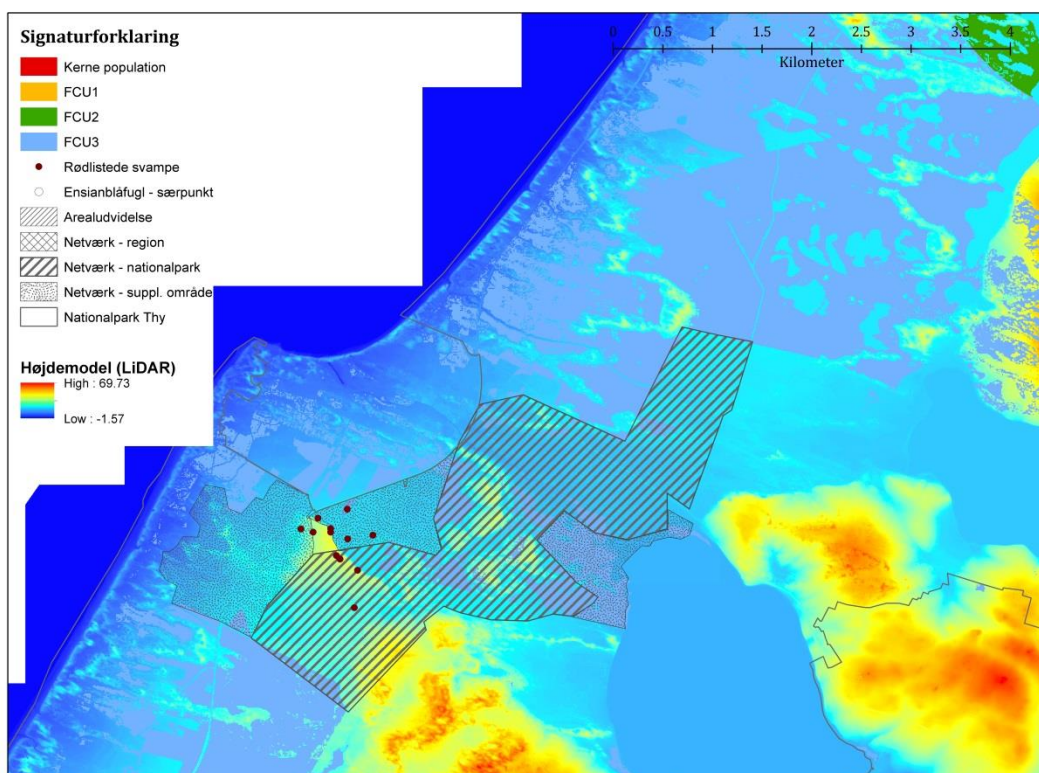


7.3. Bilag – KORTMATERIALE OVER NORD 2

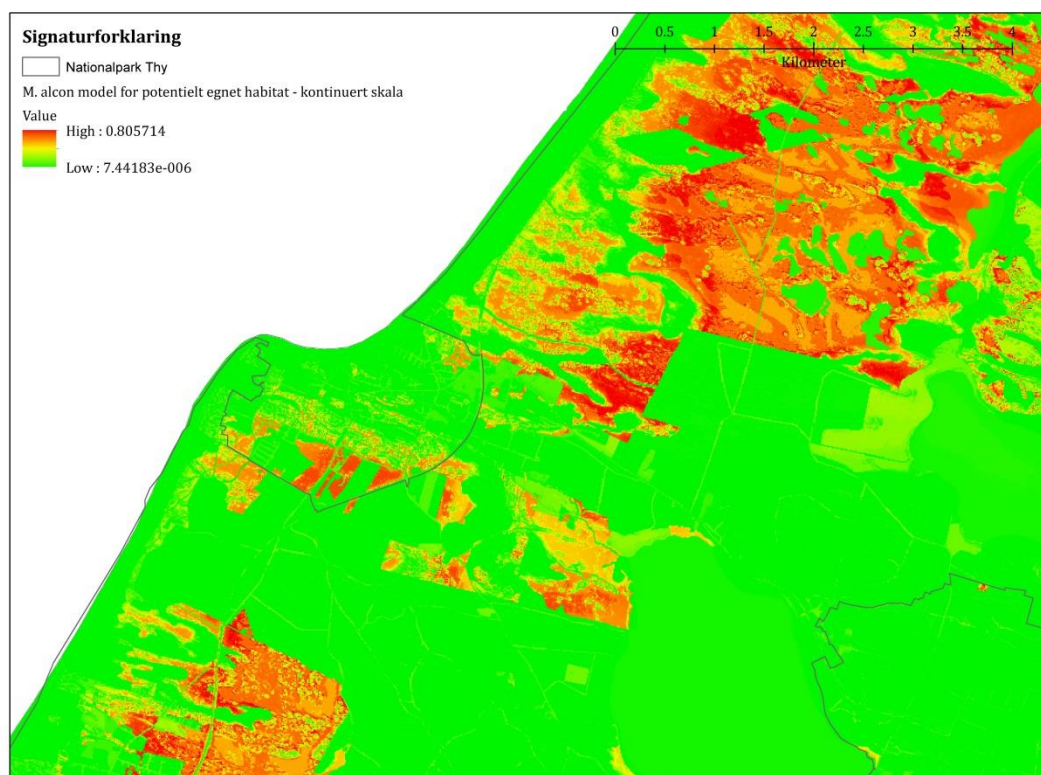
Forvaltningskort med skov



Forvaltningskort med Højdemodellen (LiDAR)



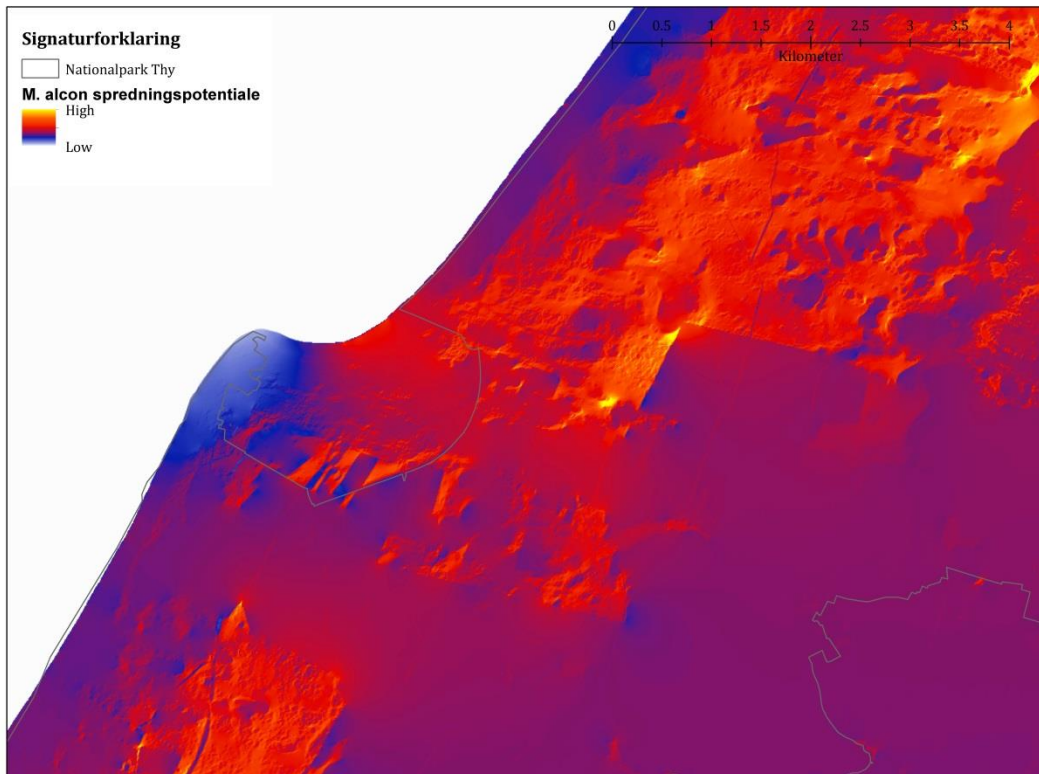
Kort over potentielt egnet habitat – kontinuert skala



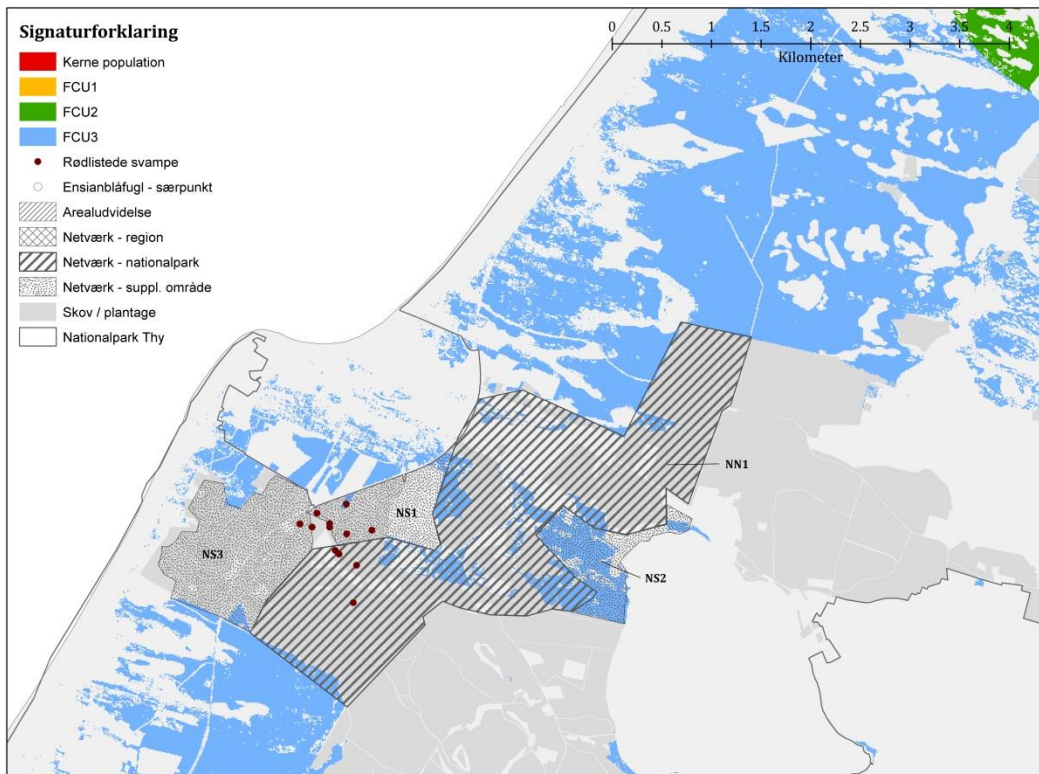
Kort over potentielt egnet habitat – binær skala



Kort over spredningspotentialiet

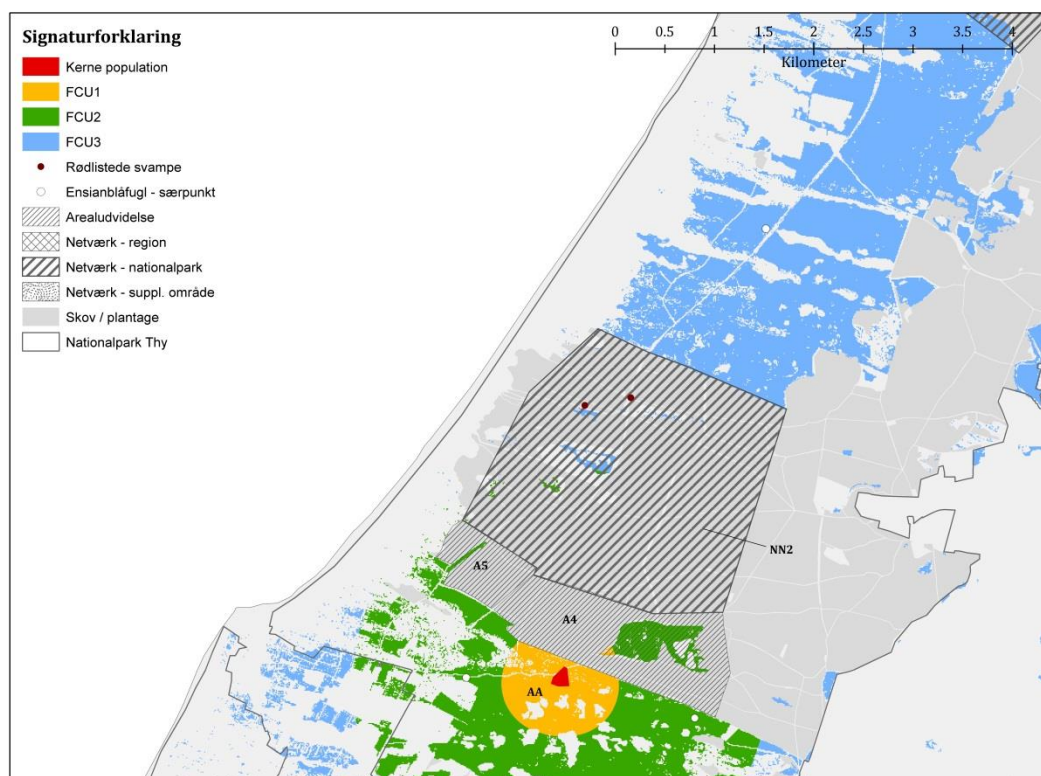


Forvaltningskort med DTK 1:100.000 topografisk kort

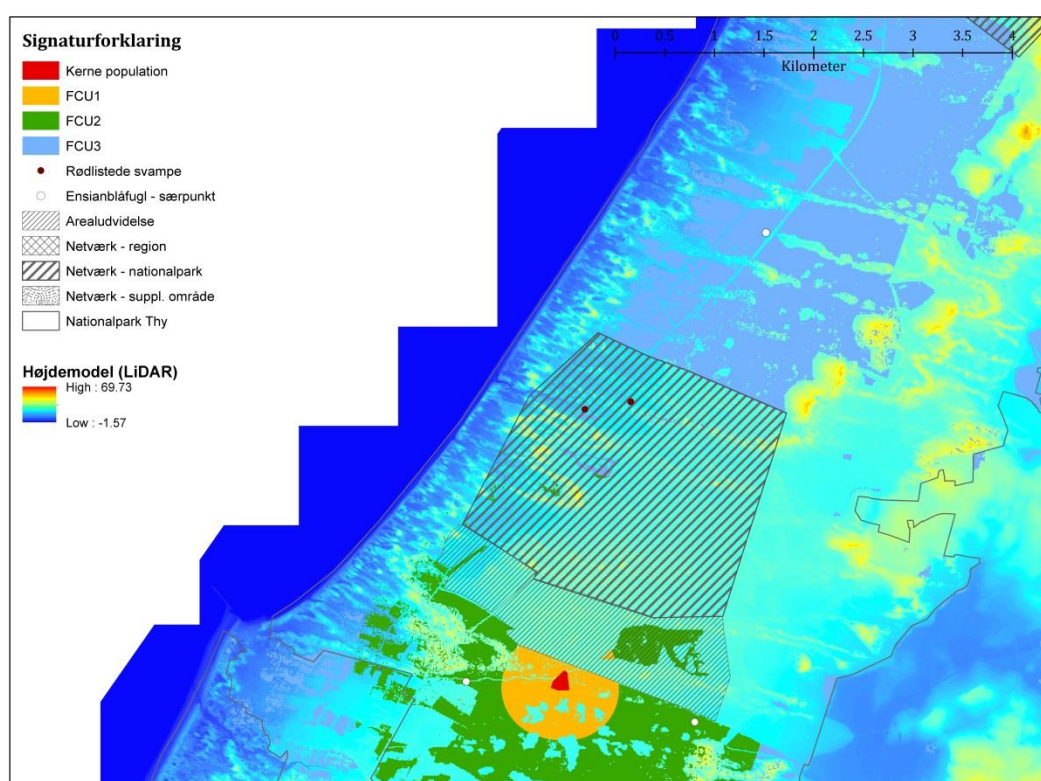


7.4. BILAG – KORTMATERIALE OVER CENTRAL 1

Forvaltningskort med skov



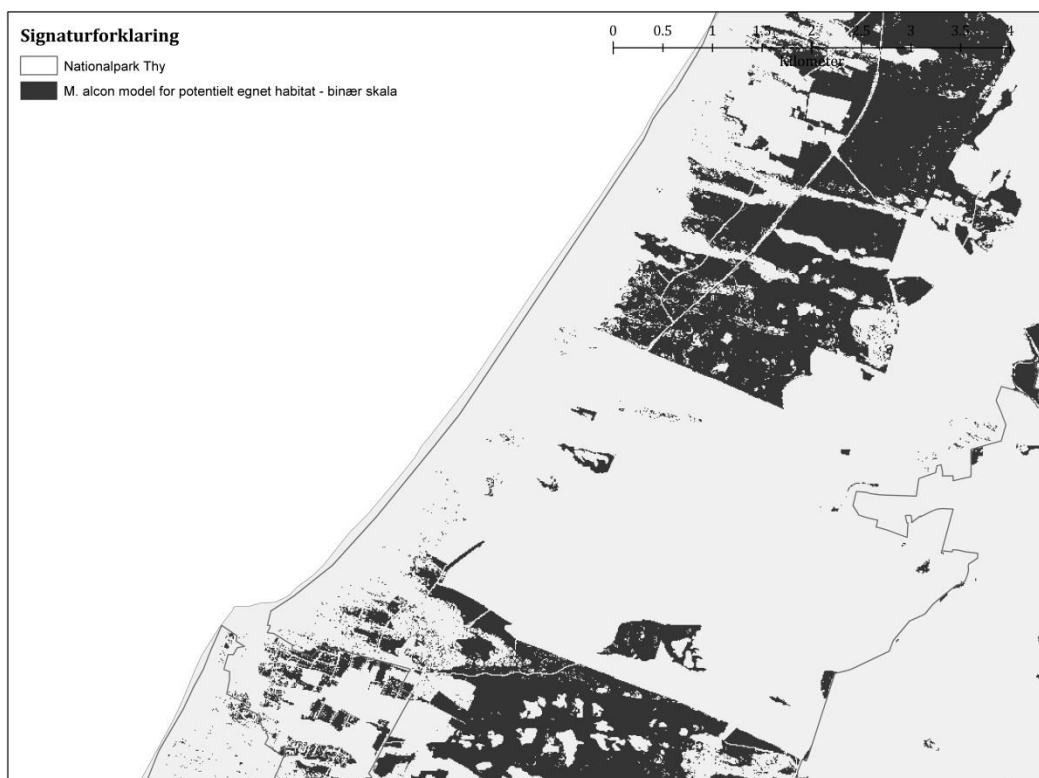
Forvaltningskort med Højdemodellen (LiDAR)



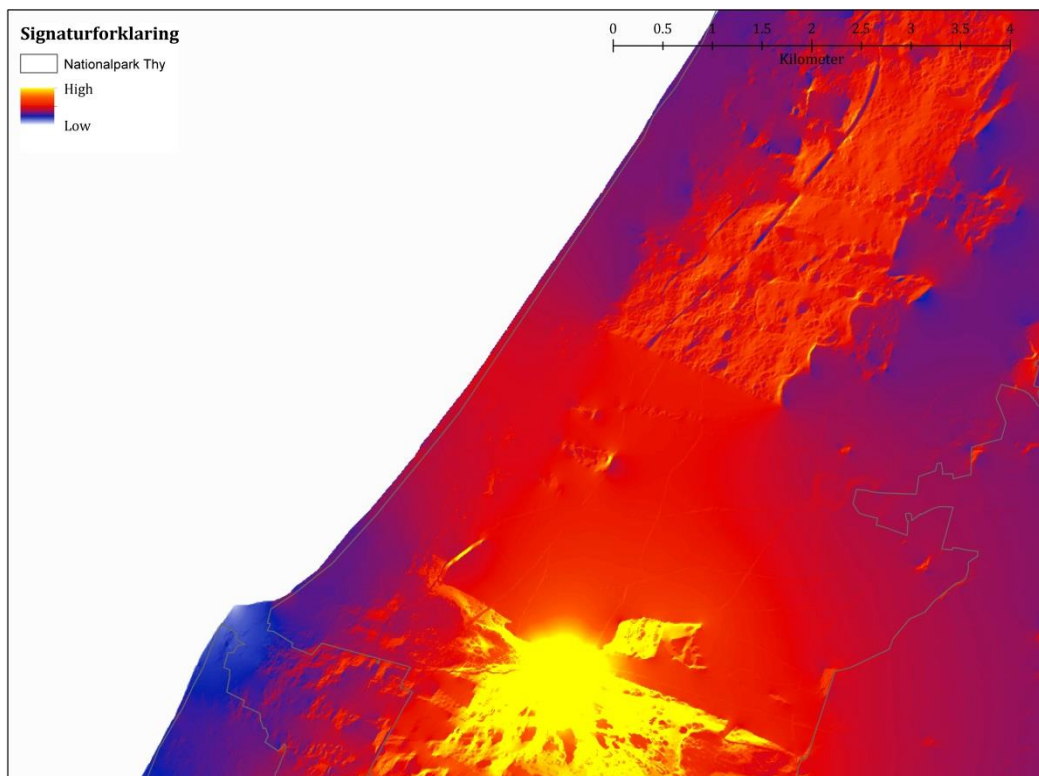
Kort over potentielt egnet habitat – kontinuert skala



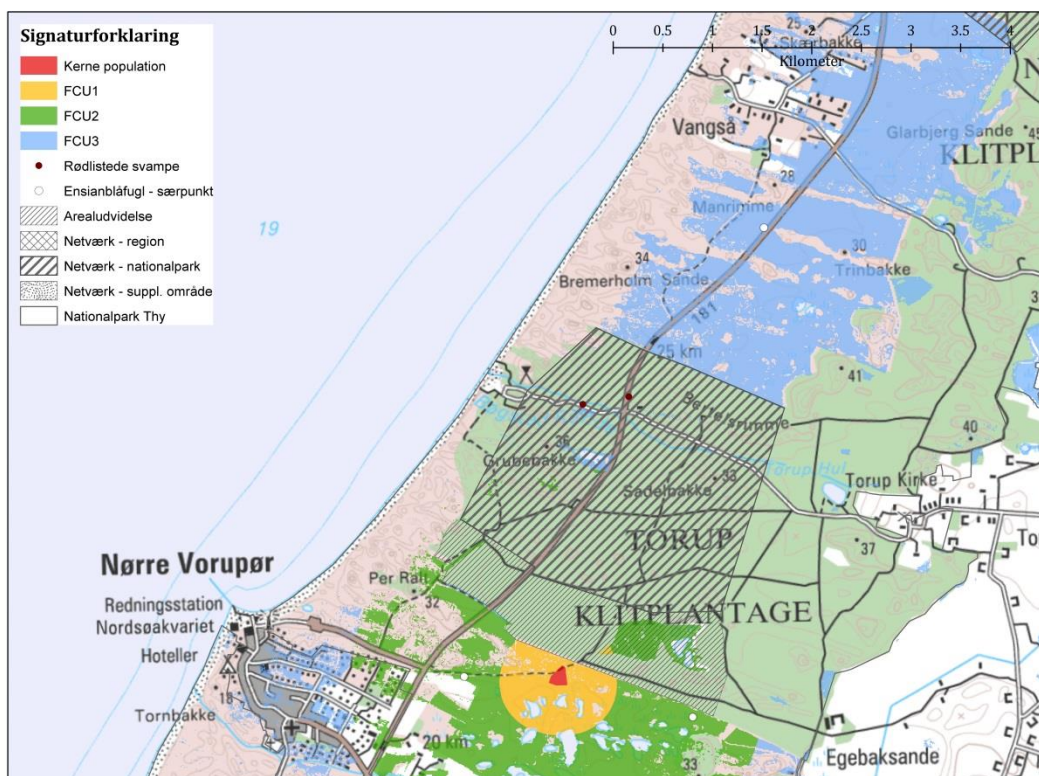
Kort over potentielt egnet habitat – binær skala



Kort over spredningspotentialiet

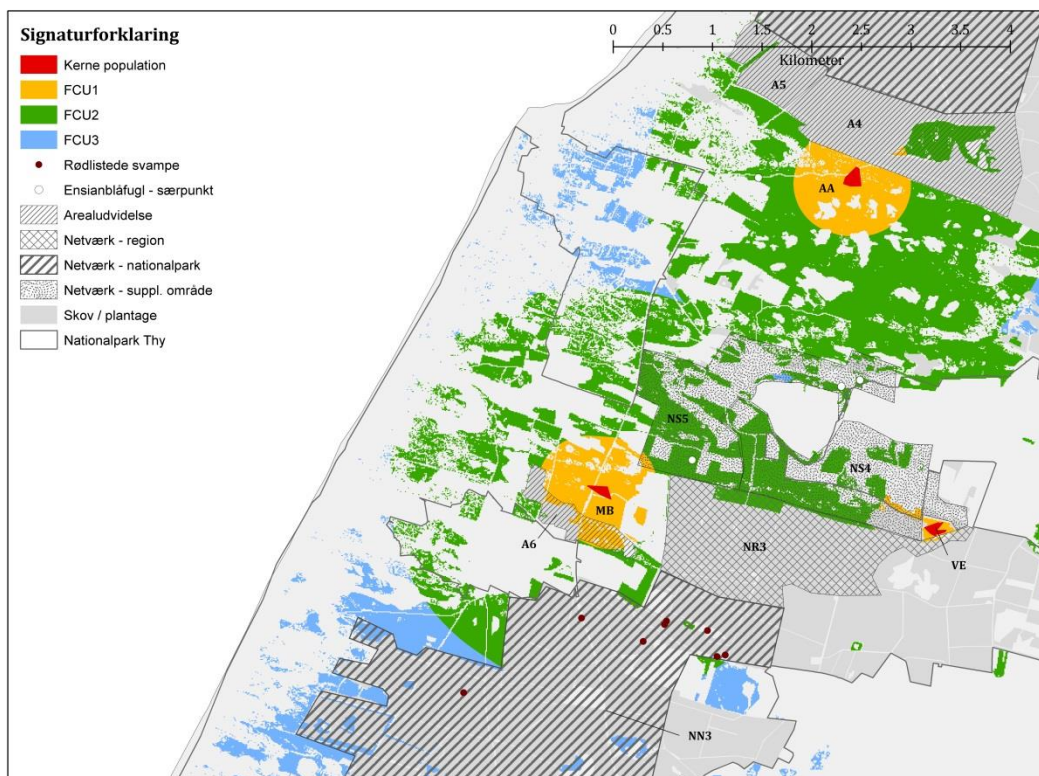


Forvaltningskort med DTK 1:100.000 topografisk kort

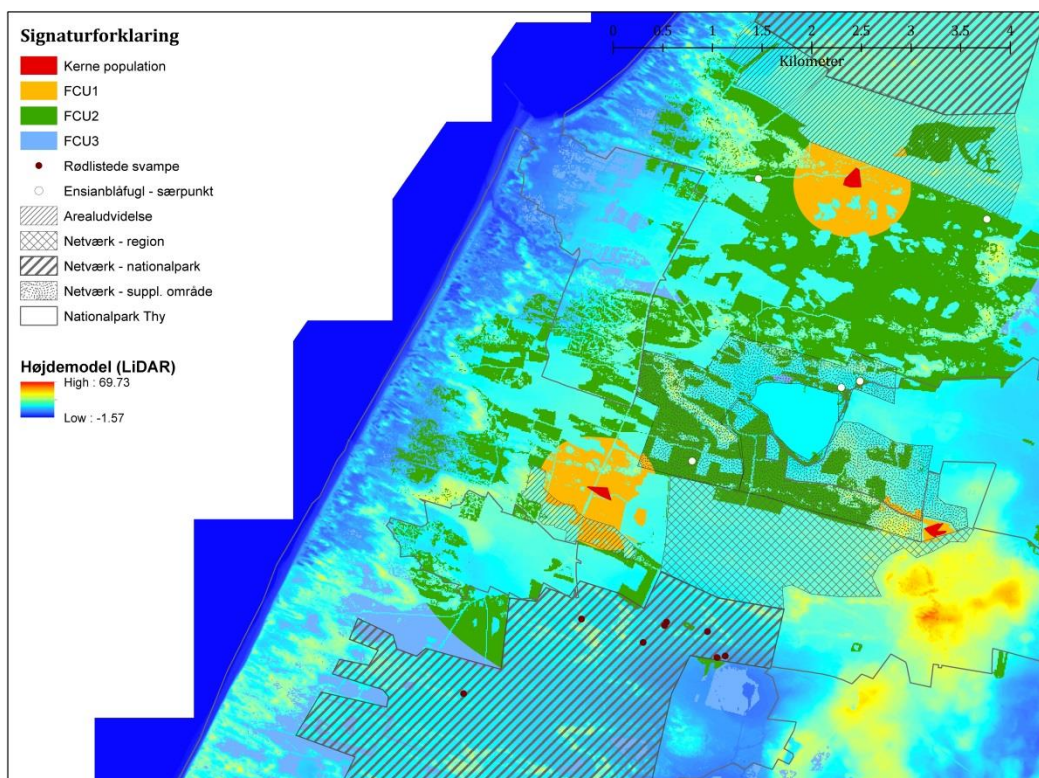


7.5. BILAG – KORTMATERIALE OVER CENTRAL 2

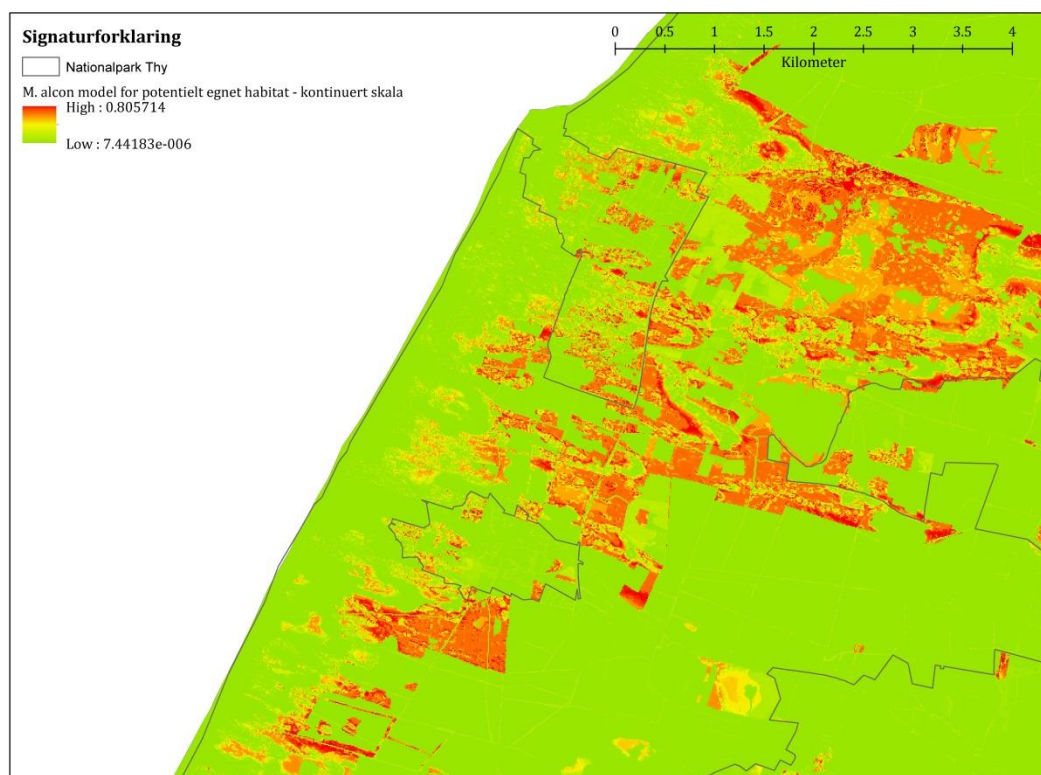
Forvaltningskort med skov



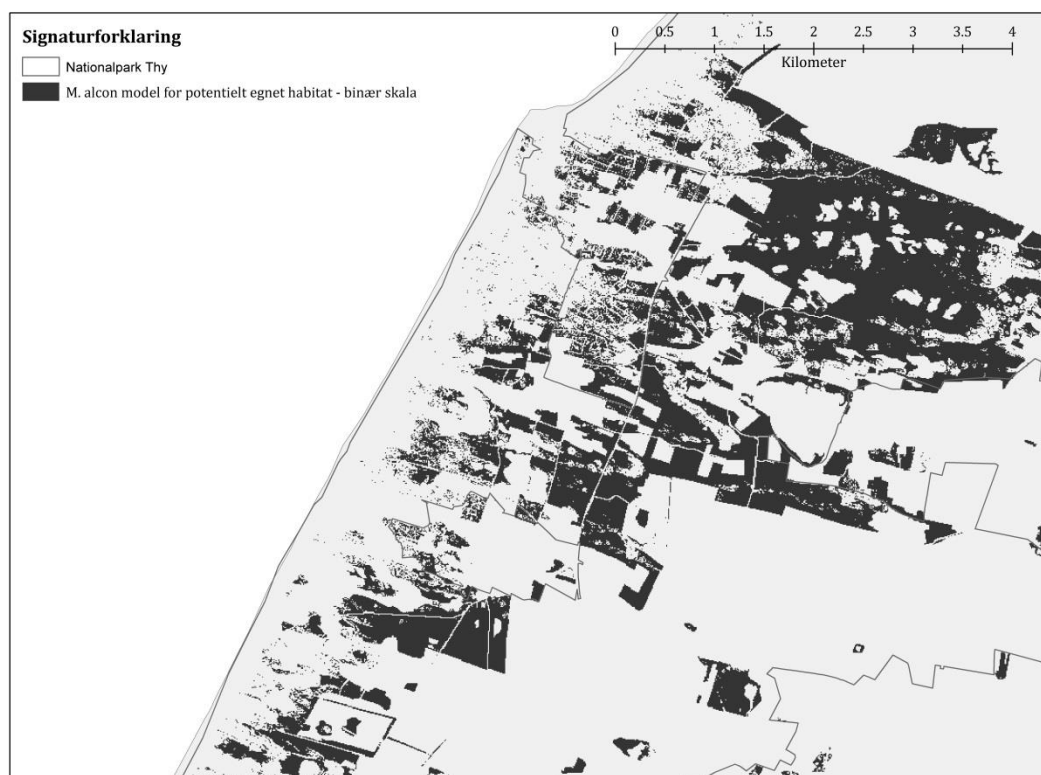
Forvaltningskort med Højdemodellen (LiDAR)



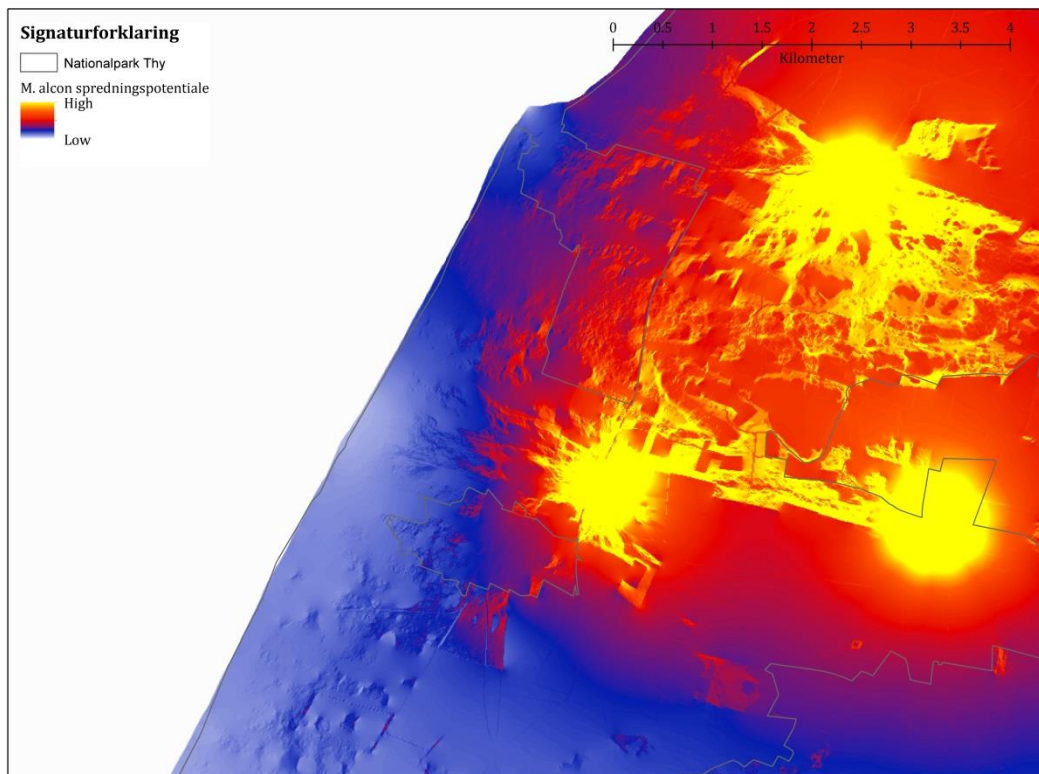
Kort over potentielt egnet habitat – kontinuert skala



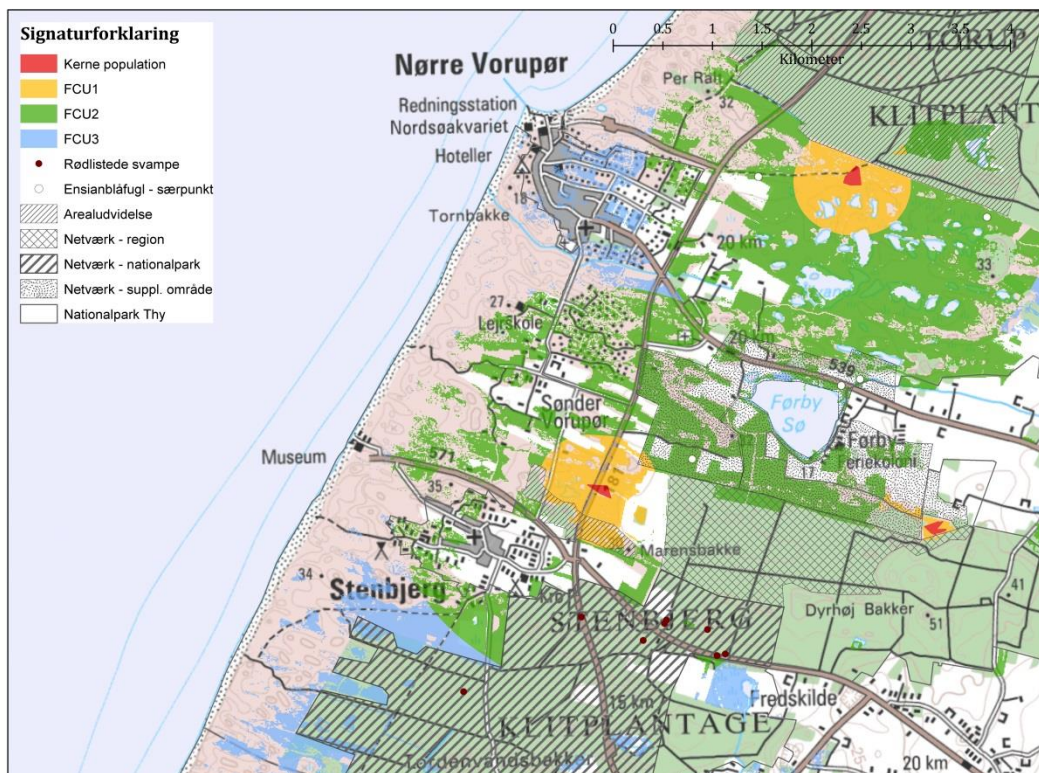
Kort over potentielt egnet habitat – binær skala



Kort over spredningspotentialaet

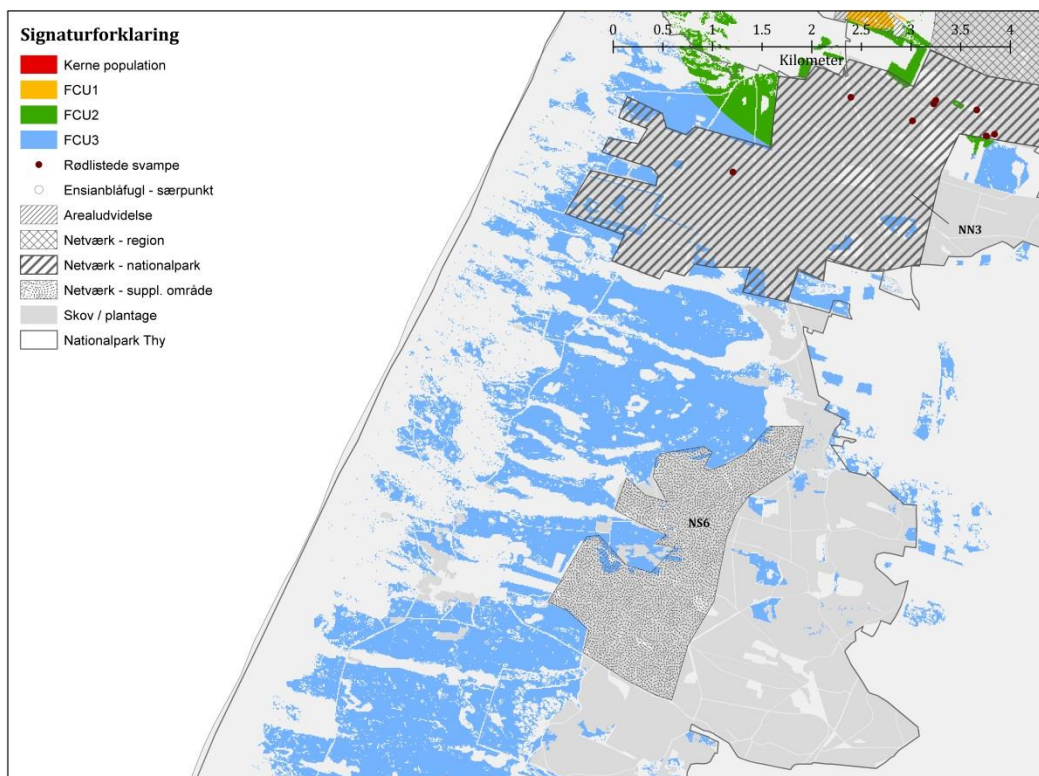


Forvaltningskort med DTK 1:100.000 topografisk kort

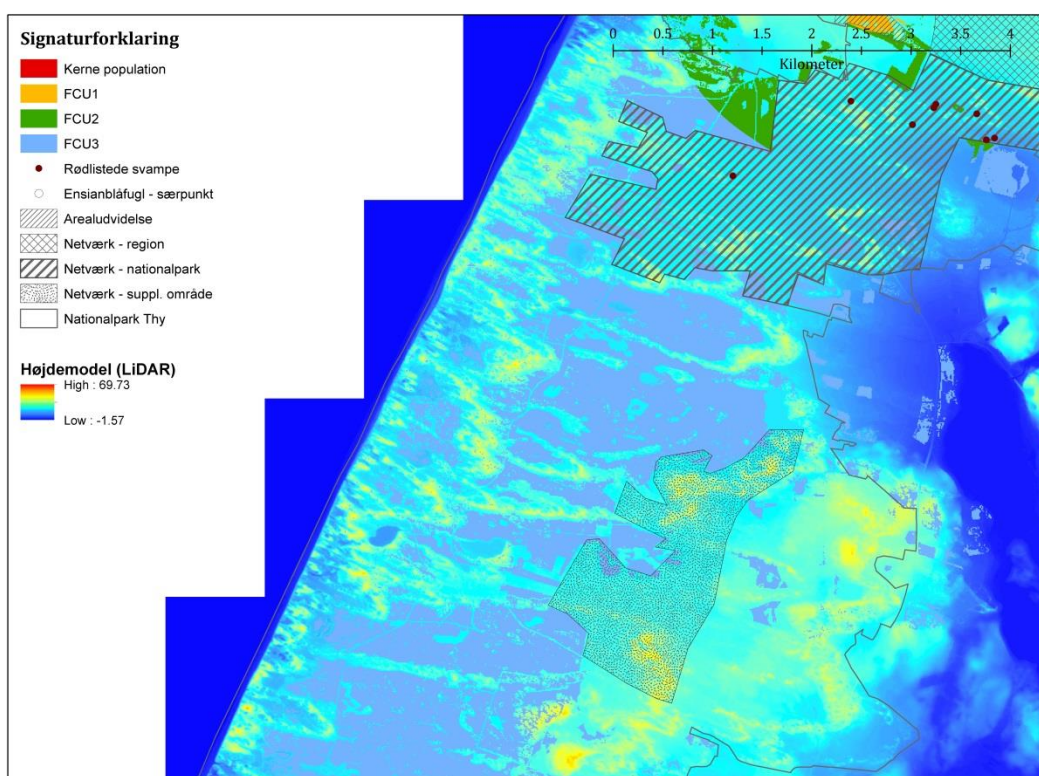


7.6. BILAG – KORTMATERIALE OVER SYD 1

Forvaltningskort med skov



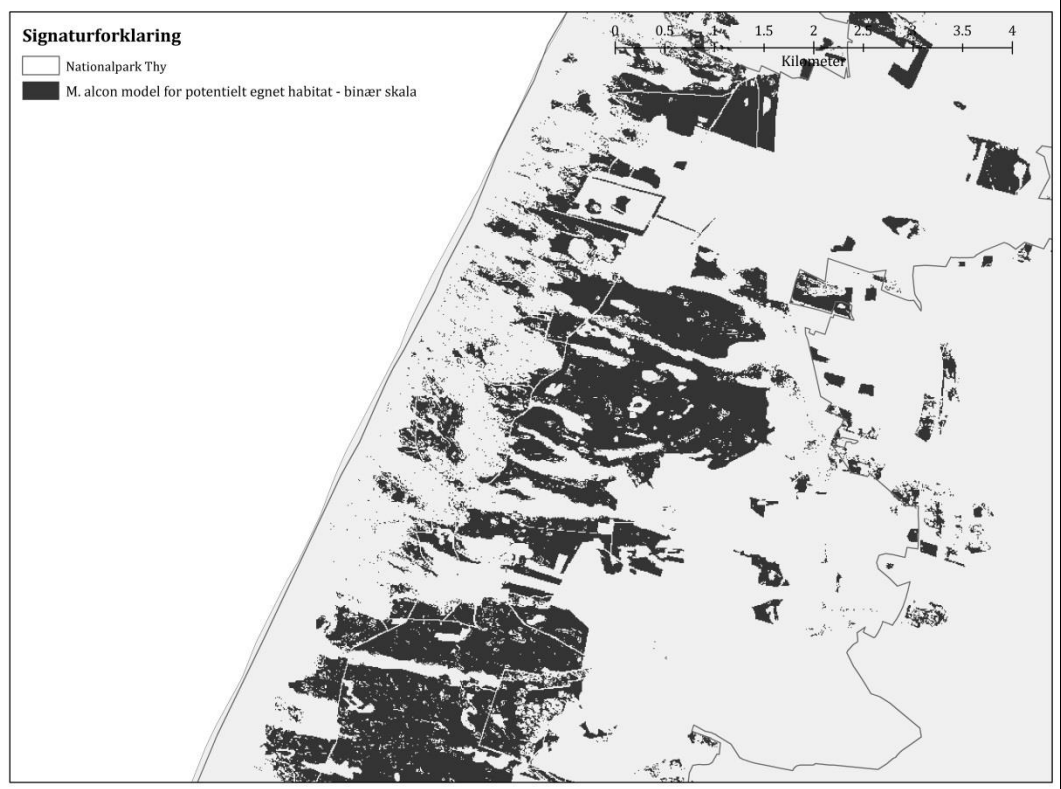
Forvaltningskort med Højdemodellen (LiDAR)



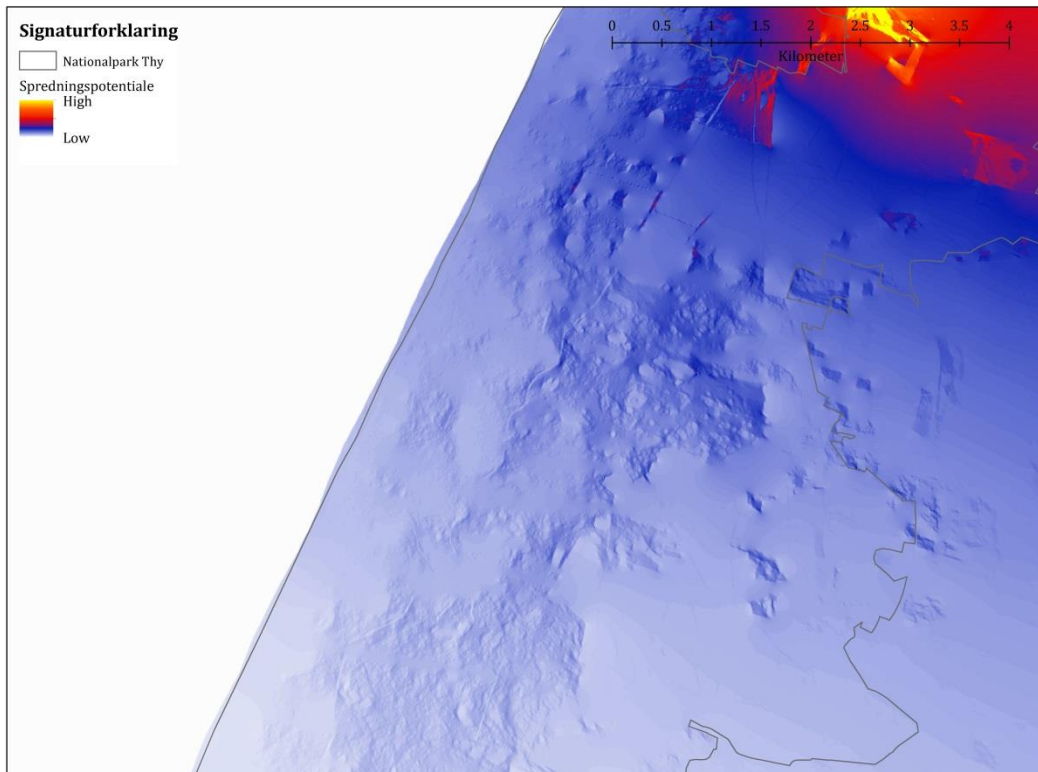
Kort over potentielt egnet habitat – kontinuert skala



Kort over potentielt egnet habitat – binær skala



Kort over spredningspotentialiet



Forvaltningskort med DTK 1:100.000 topografisk kort

