



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 658, 2008

Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi

Analyse af NOVANA-data 2004-2006



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 658, 2008

Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi

Analyse af NOVANA-data 2004-2006

Christian Damgaard
Bettina Nygaard
Knud Erik Nielsen

Datablad

Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 658
Titel:	Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi
Undertitel:	Analyse af NOVANA-data 2004-2006
Forfattere:	¹ Christian Damgaard, ² Bettina Nygaard og ¹ Knud Erik Nielsen
Institution, afdelinger:	¹ Afdeling for Terrestrisk Økologi ² Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
Udgiver:	Danmarks Miljøundersøgelser© Aarhus Universitet
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsesår:	Marts 2008
Redaktion afsluttet:	Februar 2008
Faglig kommentering:	Januar 2008
Finansiell støtte:	Ingen ekstern finansiering
Bedes citeret:	Damgaard, C., Nygaard, B. & Nielsen, K.E. 2008: Danske kystklitter – vegetation og jordbundskemi. Analyse af NOVANA-data 2004-2006. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet, 66 P. – Faglig rapport fra DMU nr. 658. http:// www.dmu.dk/Pub/FR658.pdf Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	En gennemgang af udvalgte analyser og modeller som er relevante i fortolkningen af indsamlede NOVANA-data med udgangspunkt i data fra kystklitter i perioden 2004 til 2006.
Emneord:	NOVANA, analyse, model, kystklitter, naturtyper
Layout:	Bodil Thestrup
Illustrationer:	Grafisk værksted, DMU Silkeborg
Forsidefoto:	Miljøcenter Ribe, Klithede på Fanø
ISBN:	978-87-7073-032-7
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	66
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside http://www.dmu.dk/Pub/FR658.pdf
Supplerende oplysninger:	Elektronisk supplement kan downloades fra: http://www.dmu.dk/Pub/FR658_suppl.xls

Indhold

Indhold 3

Sammenfatning 5

Summary 6

1 Introduktion 7

- 1.1 Kystklitters økologi 7
- 1.2 NOVANA-overvågningsprogrammet 10
- 1.3 Klitnaturtyper 10
- 1.4 Naturtypeklassifikation 11

2 Floristisk klassifikation 12

- 2.1 Datagrundlag 12
- 2.2 Metoder 13
- 2.3 Ordination 13
- 2.4 Opdeling i floristiske varianter 15
- 2.5 Floristisk klassifikationsmodel 17
 - 2.5.1 A priori klasser 17
- 2.6 Indikatorartsanalyse 20
- 2.7 Beskrivelse af klitvarianter 22
 - 2.7.1 Grå- og grønsværklit (2130) 22
 - 2.7.2 Grå klit 22
 - 2.7.3 Grønsværklit 24
 - 2.7.4 Klithede (2140) 25
 - 2.7.5 Tør klithede 26
 - 2.7.6 Fugtig klithede 27
 - 2.7.7 Klitlavning (2190) 28
 - 2.7.8 Næringsfattig klitlavning 29
 - 2.7.9 Næringsrig klitlavning 30
 - 2.7.10 Enebærklit (2250) 31

3 Artssammensætning og diversitet 34

- 3.1 Dækningsgradsdata 34
- 3.2 Estimering af dækningsgrad 36
- 3.3 Diversitet 37

4 Jordkemiske indikatorer 40

- 4.1 Observationer af jordbundskemi i klitnaturtyper 42

5 Udvikling af prognostiske modeller 44

- 5.1 Modeller for vegetationsændringer som respons på ændringer i miljøet 44
- 5.2 Kvantificering af usikkerheder 46

6 Vegetation og jordkemi 47

- 6.1 Fordelingen af klitnaturtyper i forhold til C/N og pH 47
- 6.2 Regression med pH og C/N af dækningen for udvalgte arter 50
 - 6.2.1 Hedelyng og laver på den tørre klithede 50
 - 6.2.2 Rød svingel og fåresvingel i grønklitten 53

7 Udvikling af indikatorer over tid 55

7.1 Ingen signifikant ændring af jordens pH 56

8 Konklusion 58

9 Referencer 59

Elektronisk supplement. Estimerede dækningsgrader 66

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

Sammenfatning

Efter tre års indsamling af data i NOVANA-overvågningsprogrammet er det nu muligt at give et bud på hvilke analyser og modeller, som vil kunne kvalificere vores viden om de forskellige naturtypers tilstand og forventede udvikling. De anvendte analysemetoder og prognostiske modeller forventes dog at blive udviklet betydeligt i de kommende år.

For at konkretisere vores fremstilling har vi valgt at fokusere på de kystnære klitter; hvor vi viser, at en floristisk klassifikationsmodel med rimelig sikkerhed kan adskille grå- og grønsværsklitter, klitheder og klitlavninger, når de fulde artslistes med dækningsgrader er tilgængelige. Modsat har det ikke været muligt at adskille enebærklitter fra de øvrige klittyper, alene ud fra vegetationens sammensætning. Analyserne har endvidere vist, at det ikke er muligt at udpege arter, der i felten kan fungere som entydige indikatorer for alle klitnaturtyper, da disse har en relativt stor fælles artspulje. Feltnøgler til bestemmelse af kystklitternes habitattyper må derfor nødvendigvis være hybridnøgler, hvori geomorfologi og vegetationsstruktur indgår sammen med vegetationens sammensætning og hyppighedsfordeling af arter.

Analyser af sammenhængen mellem de forskellige klitnaturtypers vegetation og jordkemiske variable viste tydeligt, at der er en betydelig interaktion mellem de abiotiske og biotiske komponenter i klitnaturtyperne. Det viste sig endvidere, at det er nødvendigt at måle og analysere både biotiske, fx dækningsgrader af plantearter, og abiotiske faktorer, fx jordkemiske variable, hvis man vil forstå dynamikken i de undersøgte klitnaturtyper. NOVANA-overvågningsprogrammet må siges at afspejle denne virkelighed. Der er dog vigtige økologiske faktorer, som man kunne overveje at undersøge nærmere i NOVANA. Eksempelvis vil det være relevant at måle flere hydrologiske parametre i overvågningsprogrammet. Det er nødvendigt at inkludere alle de mest betydende økologiske faktorer for at kunne lave troværdige prognostiske modeller af udviklingen i klitnaturtyperne.

Analyser til at vurdere de målte indikatorers udvikling over tid er skitseret samt eksemplificeret ved en foreløbig beregning af den observerede ændring i pH i de kystnære klitter.

Generelt har rapporten styrket det faglige grundlag for at fastsætte og/eller validere kriterier for gunstig bevaringstilstand af de forskellige naturtyper.

Summary

After collecting data for three years in the Danish NOVANA monitoring program of terrestrial habitats it is now possible to give an outline of the types of analyses and models that will qualify our knowledge on the state and expected development of different natural habitats. The presented methods are expected to be further developed in the coming years.

In order to be specific, we have focused on the coastal dune systems, where we show that a floristic classification model with appropriate accuracy can partition fixed coastal dunes with herbaceous vegetation (2130), decalcified fixed dunes with *Empetrum nigrum* (2140) and humid dune slacks (2190), on the basis of plant cover data. However, it was not possible to partition coastal dunes with *Juniperus* spp. (2250) from the other dune systems on the species composition alone. The analyses further showed that it is not possible to select species that can serve as indicators of specific dune habitats, since these have a relative large common species pool. Field keys to characterize the different dune habitats must necessarily be hybrid keys where geomorphology and vegetation structure are important features together with species lists.

Analysis on the dependencies between the different types of dune vegetation and measured soil chemistry variables displayed a significant interaction between the abiotic and biotic factors of dune ecosystems. Furthermore, it was evident that it is necessary to measure and analyse both abiotic and biotic factors in the pursuit to understand the dynamics in the investigated dune habitats. However, important factors, such as accessibility to water, may be investigated in more details, since it is necessary to include all of the most important ecological factors in order to produce credible prognostic models of the development of dune ecosystems.

A time-series analysis of the measured indicators was briefly presented and exemplified by a preliminary calculation of the observed change in pH i coastal dunes.

Generally, the report has strengthened the scientific background knowledge, which is necessary to set or validate criteria for favourable conservation status for the different habitat types.

1 Introduktion

Denne rapport er en gennemgang af nogle af de mange relevante analyser, det er muligt at foretage med de data, som indsamles i danske terrestriske naturtyper inden for overvågningsprogrammet NOVANA. Rapporten vil fokusere på at beskrive analyser og metoder samt eventuelle forudsætninger for disse og vil ikke indeholde egentlige vurderinger af bevaringsstilstand.

Analyserne i rapporten tager udgangspunkt i data fra kystnære klitter, som hører til de mest uberørte naturtyper i Danmark. De danske klitter har også stor betydning for den europæiske biodiversitetsmålsætning, idet cirka en tredjedel af de Nordeuropæiske kystnære klitter og nogle af Europas bedst bevarede klitlandskaber ligger i Danmark (Doody 1994).

Analyserne skal også ses som et første forsøg på at kvalificere de kriterier, der er opstillet for at klassificere de enkelte naturtyper som værende i gunstig bevaringsstilstand (Søgaard *et al.* 2003). Disse kriterier er for nuværende hovedsageligt baseret på ekspertvurderinger.

En af grundpillerne i det terrestriske NOVANA-delfoprograms overvågning af habitattyper og i kortlægningen af disse typer inden for Natura 2000 områderne er en entydig og konsistent typebestemmelse i felten. Men erfaringerne fra kortlægning og overvågningen er, at det ikke altid er let at afgøre præcis hvilke arealer som falder indenfor og hvilke som falder udenfor naturtyperne på Habitatdirektivets Bilag I. Tilsvarende kan det være vanskeligt at adskille naturtyper, der forekommer i de samme landskaber og som har et væsentligt overlap i økologi og karakteristiske planter. Det gælder i høj grad kystklitternes naturtyper. Denne rapport beskriver en klassifikationsmodel, som alene ud fra vegetations sammensætning skelner mellem de hidtil overvågede og kortlagte klittyper. Modellen vil, når den sammenholdes med feltobservationer, kunne bidrage til at foretage en mere ensartet og konsistent afgrænsning af habitattyperne.

Rapportens målgruppe er de personer som:

- er direkte eller indirekte involveret i det terrestriske overvågningsprogram i NOVANA enten ved indsamling af data, analyse af data, eller fortolkning og vurdering af resultater
- arbejder med metoder til at analysere økologiske data
- er interesseret i de kystnære klitters økologi

1.1 Kystklitters økologi

De kystnære klittyper er afhængige af tilførsel af sand og kraftig pålandsvind. Disse vilkår er specielt tilstede langs den jyske vestkyst, skønt moderne kystsikring samt tilplantning har mindsket mængderne af flytbart sand. Beliggenheden ved havet bevirker, at der er betydelige miljøforskelle over en relativ lille afstand. De vigtigste miljøfaktorer er vind, saltsprøjt, næringsstoffer, kalkindholdet i jorden, samt afstand til grundvand (Warming 1909, Petersen og Vestergaard 2006). Lokale vindbrud

og sandpålejring medfører en stor variation i tid og rum, der er et af karaktertrækkene i familien af klitnatur. Nogle af miljøfaktorerne er korrelerede, og det kan være svært at adskille effekterne af de forskellige faktorer; således vil naturtypens alder, kalkindhold og pH ofte være korrelerede, fordi kalken kommer med det friske sand fra havet og udvaskes af regnen med tiden. Kalken stammer typisk fra forskellige bløddyr, pelagiske alger og fra nedbrydningsmaterialer af den underliggende moræne eller kalk, der udgør underlaget for flyvesandet. Fra nord mod syd langs vestkysten er der en storskala-gradient, der afspejler forvitringen af den højtliggende kalk og kalkrige moræne mod nord og det mere kvartsrige og dermed mere næringsfattige flyvesand mod syd.

I teorien optræder de forskellige naturtyper i zoner fra den flade sandflade, forklitterne, langs havet, over de hvide- grønne og grå klittyper til den stabiliserede dværgbuskklithede, inden flyvesandsarealernes naturtyper glider over i det bagvedliggende landbrugsland. Der er påvist klare successionsstadier i udviklingen fra aktive hvide klitter over relativt stabile urteagtige vegetationer til stabile dværgbusk- eller vedplantedominerede vegetationer (Warming 1909). Dog forekommer de forskellige klitnaturtyper ofte sammen som mosaikvegetationer, som følge af klitternes relativt store variation i topografi, jordbundskemiske variable, og mikroklima på såvel stor som lille skala, og de deraf følgende forskelle i fx erosion, aflejring, orientering, hældning, temperatur og fugtighed. Disse forhold gør det vanskeligt at foretage en sikker typebestemmelse af kystklitterne.

De første stadier i klitdannelsen, forklitten og den hvide klit har et sparsomt, spredt plantedække af særligt modstandsdygtige græsser (hovedsagligt hjælme og marehalm) og lave urter. Grå/grøn klit omfatter grå klit og grønsværklit. Den grønne del af klitten er knyttet til områder, hvor flyvesandet hverken er tørt eller udvasket, men derimod er rigt på kalk og andre mineraler. Vegetationen er derfor relativt tæt og frodig med mange urter, særligt flerårige græslandsplanter. Den grå klit findes på udvasket og sur bund og indeholder relativt få arter af højere planter, men derimod mange laver (lichener). Plantesamfundet kan karakteriseres som et pionersamfund og rummer ud over laverne små græsarter som sandskæg og dværgbunke.

Der er en række påvirkninger som i særlig grad truer den hvide og grå/grønne klit. Den øgede tilgroning med hovedsagelig sandhjælme har øget stabiliteten af den tidligere dynamiske klit og dermed formindsket den karakteristiske sandpålejring, som er helt afgørende for de specielle arter, der er knyttet til naturtyperne, samtidig med at en øget kvælstofdeposition har øget produktionen af plantebiomasse, hvilket har forringet konkurrencevilkårene for de lave vækster i klitten. Den øgede vækst af høje græsser vil på sigt ligeledes bevirke en øget humustilgang til underlaget og dermed yderligere stabilisere klitten (Berendse *et al.* 1998).

Klitheden er karakteriseret ved en udvasket, sur, og stabil bund, der domineres af dværgbuske. Hvor klitterne gror til med hjemmehørende vedplanter, dannes havtørnklit, grårisklit og enebærklit. Sidstnævnte er en prioriteret naturtype i habitatdirektivet, der ofte forekommer hvor kalkindholdet i klitten eller underliggende jordlag er ret højt. I fugtige og vanddækkede klitlavninger forekommer en række vådbundssamfund

såsom klitsøer, kær og rørsumpe, der alle er omfattet i naturtypen klitlavning. I klitlavningerne trives de fugtighedskrævende arter, og her vil grøftning og dræning have stærk negativ effekt. Den væsentligste trussel mod denne naturtype er derfor sænkning af grundvandstanden. Klitterne kan også gro til med egentlige skovtræer, hvorved der dannes skovbevoksede klitter, som også er beskyttet af Habitatdirektivet. Denne naturtype behandles imidlertid ikke i denne undersøgelse.

Figur 1.1 Hedelyng omgivet af det invasive mos stjernebredribbe (*Campylopus introflexus*) på Grærup hede. Foto: Miljøcenter Ribe



I hele Nordvesteuropa har forsurening, eutrofiering, dræning samt ændring i arealanvendelsen forårsaget forandring i klitterne (Bobbink *et al.* 1998). Gennem de seneste årtier har disse påvirkninger været medvirkende til tab af åbne og artsrige plantesamfund og en udpræget tilgroning med høje græsarter og invasive planter (Veer og Kooijman 1997). I Holland, som gennem længere tid har haft en højere kvælstofdeposition end Danmark, har man observeret betydelige skader på lavfloraen i form af mørkfarvning og misvækst og en stærk øget vækst af mosser på lavfloraens bekostning (DeSmidt og van Ree 1991, Greven 1992, Ketner-Oostra og Sykora 2004). Tilsvarende observationer er dog også gjort i Danmark (Söchting og Johnsen 1990).

Den mest umiddelbare og synlige trussel for de danske klitnaturtyper er den massive forekomst af invasive træer og buske som bjergfyr og rynket rose. Ekstensiv fåre- og kreaturgræsning, særligt i den frodige grønne klit, har tidligere holdt vegetationen lav og åben. De mere næringsfattige og udvaskede klitsamfund som grå klit og klithede er følsomme over for eutrofiering, der blandt andet skader mos- og lavforekomsterne på grund af tilgroning med græsser, buske og højere vedplanter. Disse ændringer i plantesamfundene påvirker hele økosystemet og insekter og sommerfugle, der er knyttet til disse plantearter, bliver også påvirkede ligesom de fugle og dyr, der lever af insekterne.

1.2 NOVANA-overvågningsprogrammet

Det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NATuren (NOVANA) har til formål at tilvejebringe datagrundlaget for en vurdering af bevaringsstatus for habitattyperne (Søgaard *et al.* 2003). Overvågningsstationerne for de enkelte naturtyper er afgrænset således, at naturtypen, som stationen er udpeget for, udgør mindst 50 % af overvågningsarealet. Arealer grænsende op til selve naturtypen indgår for at sikre en overvågning af såvel områder, der i dag tilhører naturtypen og har en god tilstand, og områder som i fremtiden potentielt vil kunne få en god tilstand. Overvågningen omfatter typisk 20, 40 eller 60 tilfældigt udlagte prøvefelter afhængigt af stationens areal og kompleksitet. Et prøvefelt består af et 0,5 m x 0,5 m kvadrat. Med prøvefeltet som centrum er udlagt en cirkel med radius på 5 meter. Der tages prøver i samme prøvefelter hvert år, men da positionen af prøvefeltet er bestemt med håndholdt GPS vil der være en variation i prøvefeltets placering på op til 10 meter.

I prøvefeltet måles planternes dækningsgrad ved en pin-point analyse samt vegetationens højde. I den omgivende 5 m-cirkel registreres arter, der ikke blev registreret i prøvefeltet (supplerende arter), dækning af vedplanter, forekomsten af karakteristiske arter, forekomsten af invasive arter samt en række andre parametre såsom vindbrud, forekomst af vanddække, skader efter insektangreb etc. Der er udvalgt en række målbare indikatorer, som beskriver fysiske, kemiske, geologiske og biologiske forhold og på sigt sammenhænge mellem påvirkninger og naturtypens tilstand. Indikatorerne er udvalgt med henblik på at kunne beskrive effekterne af påvirkningsfaktorer såsom eutrofiering, forsuring, driftsændringer, ændringer i hydrologi og habitatfragmentering. De valgte måleparametre varierer lidt mellem naturtyperne, men omfatter blandt andet målinger af en række næringsstofrelaterede parametre, herunder forholdet mellem kulstof og kvælstof i jorden (C/N-forholdet), fosfor, pH, samt kvælstof i lav og mos. En detaljeret beskrivelse af prøvetagningen kan findes på:

<http://www.dmu.dk/Overvågning/Fagdatacentre/Biodiversitet+og+terrestrisk+natur/Tekniske+anvisninger/>

1.3 Klitnaturtyper

Habitatdirektivets Bilag 1 (<http://www.sns.dk/udgivelser/2001/87-7279-400-3/default.htm>) definerer 9 naturligt forekommende klitnaturtyper i Danmark. I denne rapport anvender vi de autoriserede korte navne, der er nævnt i parentes i nedenstående oversigt.

Habitattyper i kystklitterne:

- 2110 Forstrand og begyndende klitdannelser (forklit)
- 2120 Hvide klitter og vandremiler (hvid klit)
- **2130 * Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå/grøn klit)**
- **2140 * Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)**
- 2160 Kystklitter med havtorn (havgrenklit)
- 2170 Kystklitter med gråris (grårisklit)
- 2180 Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter (skovbevokset klit)
- **2190 Fugtige klitlavninger (klitlavning)**
- **2250 * Kystklitter med enebær (enebærklit)**

De med fed fremhævede typer overvåges i NOVANA-programmet og indgår i analyserne i denne rapport. Habitattyper, der er angivet med *, er habitatdirektivets prioriterede typer.

1.4 Naturtypeklassifikation

Naturtypen bestemmes i hvert enkelt prøvelfelt ud fra fysio-geo-kemiske forhold og observerede plantearter og tildeles en firecifret kode fra Habitatdirektivets kodeliste (<http://www.sns.dk/udgivelser/2001/87-7279-400-3/indhold.htm>). Til det enkelte prøvelfelt med 5 m-cirkel er således knyttet dels den naturtype, som stationen er udpeget for (den primære naturtype), og dels den naturtype, som prøvelfeltet er vurderet til at tilhøre (den sekundære naturtype). Det er således muligt at finde flere forskellige sekundære naturtyper i prøvelfelterne på en station, idet variation i jordbundstype, eksponering, successionsstadium og hydrologi kan give ophav til flere forskellige naturtyper, som forekommer i mosaik på stationen.

Placeringen af de intensivt overvågede klitstationer (stationer som overvåges hvert år) samt de ekstensivt overvågede klitstationer, hvor der er taget prøver i 2006, er vist i Figur 1.2.

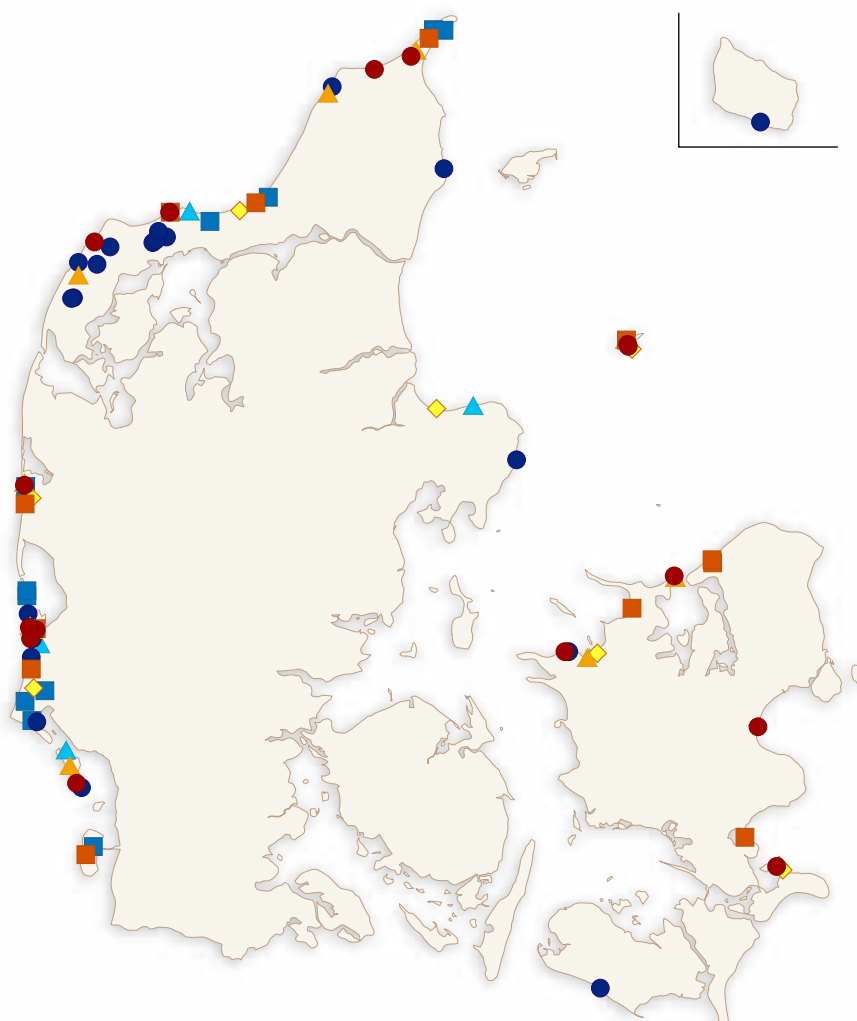
Klitter

Intensive stationer

- Grå/grøn klit (2130)
- Klithede (2140)
- ▲ Klitlavning (2190)
- ◆ Enebærklit (2250)

Ekstensiv stationer

- Grå/grøn klit (2130)
- Klithede (2140)
- ▲ Klitlavning (2190)



Figur 1.2 Intensive stationer udpeget som klitter samt de ekstensive klitstationer, hvor der er taget prøver. Placeringen af stationerne er ikke nødvendigvis sammenfaldende med den geografiske udbredelse af naturtypen.

2 Floristisk klassifikation

Habitattyperne på habitatdirektivets Bilag I er baseret på "CORINE biotopes manual" (CO-ordination of INformation on the Environment), der er udviklet med det formål at identificere og beskrive biotoper af betydning for naturbeskyttelse i Europa (Devillers *et al.* 1991).

CORINE biotop-systemet er hierarkisk opbygget og de basale dele (lave hierarkier) bygger på en floristisk klassifikation af vegetationsdata, der primært er indsamlet i Mellemeuropa.

En af grundpillerne i overvågningen af de terrestriske habitattyper og i kortlægningen af disse naturtyper inden for Natura 2000 områderne er en entydig og konsistent typebestemmelse. Typebestemmelsen af prøvefelterne er foretaget i felten ved brug af "Nøgle til identifikation af danske naturtyper på habitatdirektivet" (Fredshavn 2004) (App. 4a) og "Beskrivelse af danske naturtyper omfattet af habitatdirektivet" (Fredshavn 2004) (App. 4b), der begge er baseret på EU's officielle fortolkningsmanual (Anon 2003).

Erfaringerne fra kortlægning og overvågning af de terrestriske naturtyper er, at det ikke altid er let at afgøre præcis hvilken habitattype et areal tilhører, og hvornår et areal falder uden for typerne på Habitatdirektivets Bilag I. Tilsvarende kan det være vanskeligt at adskille typer, som forekommer i de samme landskaber, og som har et væsentligt overlap i økologi og karakteristiske planter, hvilket bl.a. gør sig gældende for kystklitternes naturtyper.

For at bidrage til en ensartet og konsistent afgrænsning af habitattyperne og for at tilvejebringe floristiske beskrivelser, der bygger på nutidige danske artslistes, har vi udviklet en klassifikationsmodel for de fire overvågede klittyper: Grå- og grønsværklit (2130), klithede (2140), klitlavning (2190) og enebærklit (2250). En fuldkommen afgrænsning og beskrivelse af klittypernes sammensætning af arter kræver data fra hele klitøkosystemet, hvilket ikke er tilgængeligt pt., da overvågningsprogrammet kun omfatter 4 af de 9 klittyper, der findes på habitatdirektivets Bilag I.

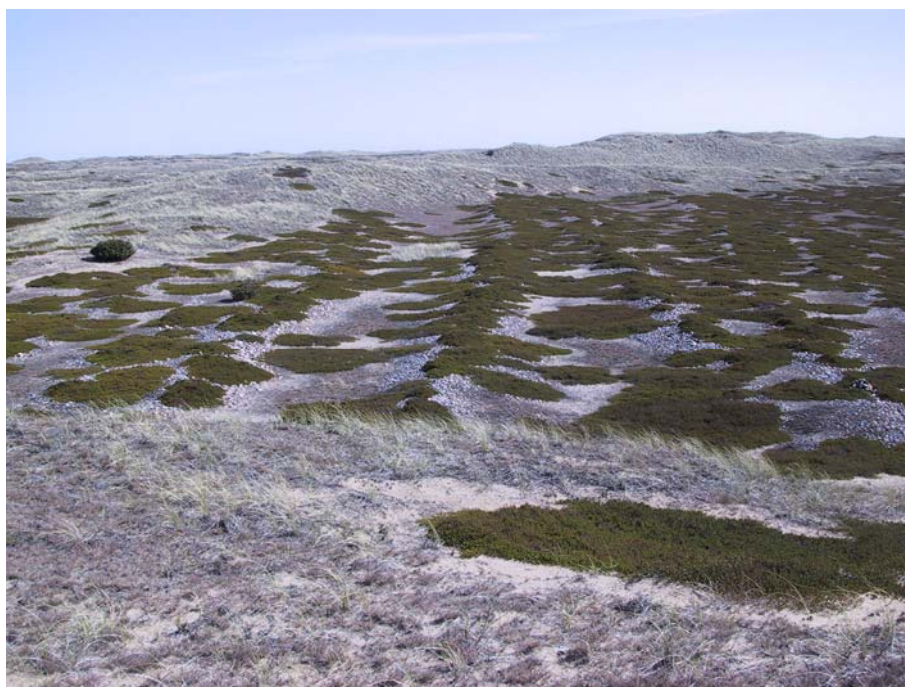
2.1 Datagrundlag

Analyserne af klitternes vegetation er baseret på arternes dækningsgrader i prøvefelter, der i felten er typebestemt til en af de fire overvågede klittyper: Grå og grønsværklit (2130), klithede (2140) klitlavning (2190) og enebærklit (2250). Datasættet omfatter registreringer fra hele overvågningsperioden (2004 til 2006) og fra intensive såvel som ekstensive stationer. Gentagne registreringer af samme punkt på de intensive stationer er i denne analyse behandlet som uafhængige prøvefelter. Som følge af klitternes relativt store variation i topografi og mikroklima på såvel stor som lille skala og de deraf følgende forskelle i fx erosion, aflejring, orientering, hældning, temperatur og fugtighed forekommer klittyperne ofte sammen som mosaikvegetationer. Analyserne bygger derfor ude-

lukkende på artssammensætningen i pin-point rammerne, hvor vegetationen er relativt homogen og de supplerende arter i 5m cirklerne ikke er inkluderet. Sammenlagt er der i perioden 2004-06 registreret 5439 prøvefelter med de fire klittyper 2130, 2140, 2190 og 2250, og der er registreret 711 arter.

Figur 2.1 Mosaikvegetation med grå klit og tør klithede i Ørkenen på Anholt.

Foto: Miljøcenter Århus ved Henriette Bjerregaard



2.2 Metoder

Det primære mål med analyserne er at undersøge, om det er muligt at skelne mellem habitattyperne alene ud fra vegetationens sammensætning af arter. Vi ønsker endvidere at undersøge, om det er muligt at udpege arter, der i felten kan fungere som entydige indikatorer for de fire habitattyper, der indgår i analyserne.

Analyserne af klitdatasættet er udført i flere trin og omfatter:

- En *gradientanalyse* (ordination) af det fulde klitdatasæt med henblik på at finde de vigtigste floristiske gradienter, tolke de underliggende økologiske gradienter og skabe et visuelt overblik over den floristiske variation.
- Separate *TWINSPAN klassifikationer* af prøvefelter for hver af de fire klittyper, med henblik på at afdække variationen inden for typerne og finde karakteristiske undertyper.
- En *superviseret klassifikationsmodel*, der forudsiger hvilken klitvariant et prøvefelt har størst floristisk lighed med ud fra dets sammensætning af arter.
- En *indikatorartsanalyse*, der udvælger en række indikatorarter for de 4 habitattyper og deres floristiske varianter.

2.3 Ordination

Den floristiske klassifikationsmodel har til formål at undersøge, om det er muligt at skelne mellem de forskellige klittyper ud af vegetationens

sammensætning af arter. I denne rapport har vi anvendt ordination (se boks) til at beregne et simplificeret udtryk for prøvelfernes sammensætning af arter, der kan anvendes som inputvariabel i en klassifikationsmodel over de danske kystklitter.

Boks 2.1 Hvad er ordination?

Et datasæt med 700 arter er i princippet 700-dimensionalt, idet hver art kan siges at udgøre en dimension. Vegetationsforskere anvender ofte statistiske metoder til at reducere det multidimensionale rum til et få-dimensionalt rum, som beskriver de vigtigste floristiske gradienter. Dette virker i praksis, fordi plantearter generelt fordeler sig langs de samme økologiske gradienter. Analysemetoder som er egnede til at reducere dimensionaliteten i vegetationsdata kaldes under et for ordination. Ved en ordination konstruerer man nogle få (ofte to eller tre) ny dimensioner på en sådan måde at prøvelfelter, som ligger tæt ved hinanden i ordinationsrummet, rummer arter som typisk forekommer i de samme prøvelfelter og ved sammenlignelige økologiske kår. Tilsvarende har prøvelfelter, som ligger langt fra hinanden, arter som sjældent forekommer sammen, fordi de økologiske forhold er alt for forskellige. Der findes forskellige ordinationsmetoder, men her har vi valgt at bruge DCA (Detrended Correspondance Analysis), som typisk bruges på store datasæt med en forholdsvis stor floristisk variation (McCune og Mefford 1999).

Da plantearter fordeler sig efter de samme grundlæggende økologiske kårfaktorer, eksempelvis vand, pH og næringsstofftilgængelighed, vil de floristiske gradienter, som udregnes i ordinationen (coenocliner), ofte kunne fortolkes som en beskrivelse af de vigtigste økologiske gradienter (økocliner) i datamaterialet.

Vi har anvendt ordinationsmetoden DCA (se boks) og af hensyn til analyseresultaternes robusthed er prøvelfelter med færre end 3 arter og arter, der forekommer i færre end 3 prøvelfelter, udeladt i analyserne, hvilket giver et datasæt med 5426 prøvelfelter og 525 arter. En ud af fire arter er således registreret i mindre end 3 prøvelfelter.

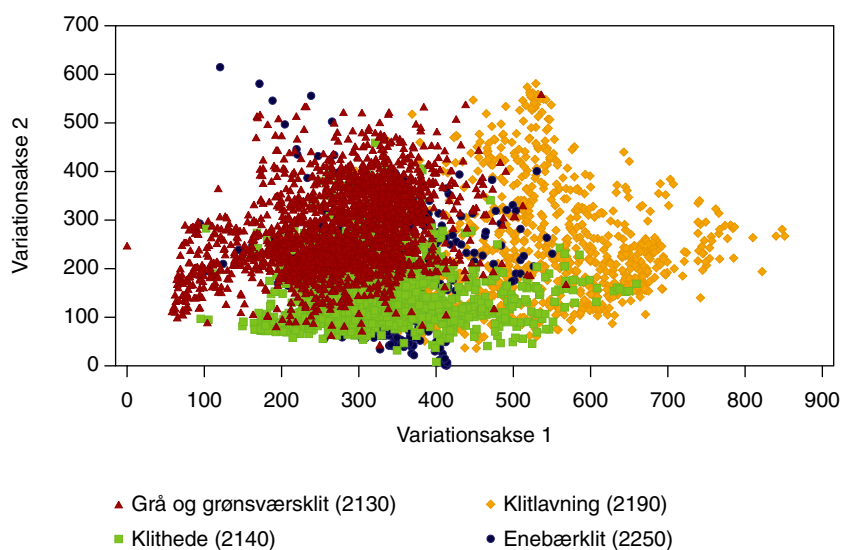
De floristiske gradienter i klitdatasættet er fortolket ved hjælp af Ellenbergs indikatorværdier (Ellenberg *et al.* 1992), der beskriver det økologiske optimum langs gradienter i fx fugtighed, næringsrigdom, pH og lys for en lang række europæiske karplanter. Indikatorværdierne er hyppigt brugt i forbindelse med økologiske fortolkninger af floristiske gradienter, når feltnmålinger af de økologiske kår er ufuldstændige eller manglende (fx Ejrnæs og Bruun 2000). For hvert plot er der beregnet et vægtet gennemsnit af indikatorværdierne for de karplanter, der er registreret i plottet.

Som det fremgår af nedenstående ordinationsdiagram (Figur 2.2) placerer prøvelfelterne fra grå-grøn klit (lilla trekkanter), klithede (grønne firkanter) og klitlavning (gule cirkler) sig i 3 mere eller mindre overlappende grupper, medens enebærklitterne (blå ruder) forekommer spredt langs diagrammets anden akse.

Den første akse i diagrammet (den akse som forklarer mest variation) kan tolkes som en fugtighedsgradient. Gradienten strækker sig fra åbne grå klitter med sandskæg, laver og mosser (fx *Polytrichum piliferum* og arter af *Racomitrium*) til våde klitlavninger med *Sphagnum*, liden siv, liden soldug, brun næbfrø og strandbo. Gradienten er ganske lang (9 S.D. enheder) og afspejler den meget store variation i artssammensætningen fra tørre til våde klittyper.

Ordinationsdiagrammets anden akse er en kombineret gradient (kompleksgradient) i pH og næringstilgængelighed. Gradienten strækker sig fra enebærklitter og klitheder med mose-bølle, klokkeling, enebær og revling til grønsværklitter med reinfan, strand-svingel og bitter bakkestjerne og enebærklitter med blåbær, bøg og alm. røn samt klitlavninger med gul iris, liden andemad og kær-svovlrod.

Figur 2.2. De to vigtigste variationsakser for vegetationen i de 5426 prøvefelter, der i felten er bestemt til en af de fire overvågede klittyper: grå og grønsværklit (Δ), klithede ($\square$), klitlavning ($\circ$) og enebærklit ($\diamond$). Jo tættere to prøvefelter ligger på hinanden, jo mere ligner de hinanden i artssammensætningen. Langs akserne sker der en udskiftning af arter og i løbet af 400 akseenheder vil en gennemsnitlig art dukke op og forsvinde igen.



2.4 Opdeling i floristiske varianter

Habitattyperne grå og grønsværklit (2130), klithede (2140) og klitlavning (2190) rummer en relativt stor variation i fugtighed, kalkholdighed og naturlig dynamik, hvilket afspejles i vegetationens sammensætning af arter. De stabile kystklitter med urteagtig vegetation (2130) rummer både grå klitter (på sur bund) og grønsværklitter (på kalkrig bund), kystklitterne med dværgbuskvegetation (2140) omfatter både tørre og våde klitheder, medens de fugtige klitlavninger (2190) er en geomorfologisk defineret naturtype, der rummer en række forskellige fugtige og vanddækkede plantesamfund (Fredshavn *et al.* 2004).

Boks 2.2 Klassifikation

Der findes grundlæggende to typer af klassifikationsmetoder, som adskilles ved, om de er superviserede eller ej. *Usuperviseret klassifikation* kaldes også for cluster-analyse, og formålet er her at finde "naturlige" grupper i datasættet, men uden brug af forhåndsviden eller antagelser til at guide klassifikationen i en bestemt retning. Man kan sige at cluster-analyserne derved giver et objektivt billede af grupperingerne i et datasæt, men også et billede med en høj grad af vilkårlighed, idet opdelingen af et materiale vil afhænge stærkt af, hvilken cluster-metode man anvender og hvordan ens datasæt er sammensat. Cluster-analyse er derfor vanskeligt reproducerbar. Vi har valgt at bruge TWINSpan, der er en vidt udbredt cluster-analysemetode, der tager udgangspunkt i arter og prøvefelters placering langs den første ordinationsakse i en korrespondanceanalyse og grupperer de prøvefelter, der floristisk set ligner hinanden mest (Hill 1979).

I den *superviserede klassifikation* har man på forhånd (*a priori*) en grundlæggende idé om hvilke grupper, der findes i data, og man ønsker at kunne bestemme disse grupper ud fra et begrænset antal forklaringsvariable. Et klassisk eksempel er vegetationskortlægning ud fra satellitfotos. Ud fra en lille stikprøve af arealtyper, som er undersøgt detaljeret nede på jorden, vil man forsøge at udvikle en klassifikationsmetode, som kan genkende de forskellige arealtyper alene ud fra de spektrale informationer i satellitfotos. Der findes et antal forskellige metoder, som kan bruges til superviseret klassifikation. Når man arbejder med meget store datasæt, som det er tilfældet i dette projekt, vil forskellene mellem metoderne imidlertid være ganske små, fordi "a priori"-klassifikationen tvinger metoderne til at lede efter den bedste løsning givet prøvefelternes scorer fra ordinationen. Dermed bliver superviseret klassifikation langt mere reproducerbar end usuperviseret klassifikation. I dette projekt har vi anvendt kvadratisk diskriminant-analyse til at klassificere prøvefelterne.

I et forsøg på at håndtere variationen i artssammensætning og økologiske kår inden for de fire habitattyper er der indledningsvis foretaget en simpel usuperviseret klassifikation (ved metoden TWINSpan) af prøvefelterne. TWINSpan-analyserne af de fire deldatasæt blev udført med en enkelt deling, hvilket har givet to floristiske varianter (kaldet klitvarianter) inden for hver habitattype (se Tabel 2.1).

Tabel 2.1 Oversigt over de klitvarianter, der er fremkommet ved TWINSpan klassifikation af prøvefelterne fra de fire overvågede klittyper.

Habitattype	Klitvariant	Antal prøvefelter
2130	Grå klitter	1201
	Grønsværklitter	858
2140	Tørre klitheder	1762
	Fugtige klitheder	200
2190	Næringsfattige klitlavninger	796
	Næringsrige klitlavninger	120
2250	Lave enebærklitter	304
	Høje enebærklitter	185

2.5 Floristisk klassifikationsmodel

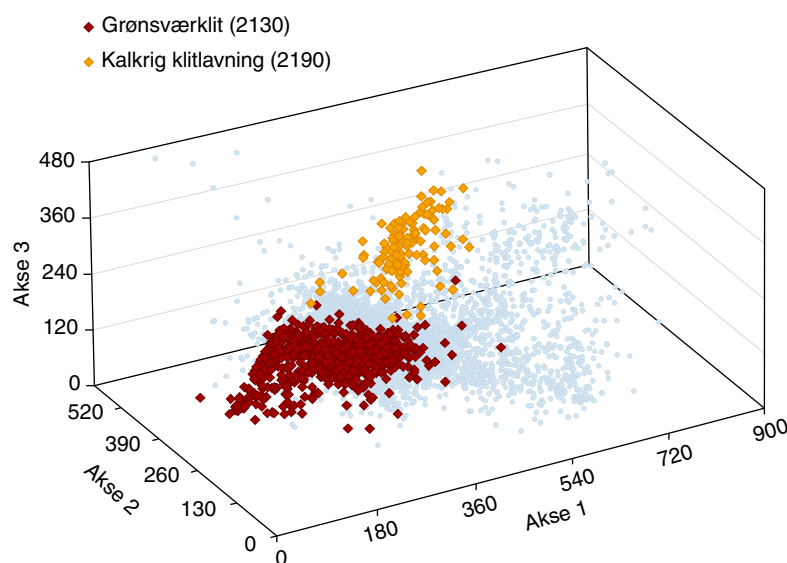
2.5.1 A priori klasser

Vi har valgt at lade feltklassifikationen få indflydelse på udvælgelsen af træningsdata (a priori klassifikationen) til den floristiske klassifikationsmodel. Dette hænger sammen med, at typebestemmelsen i felten bygger på andre parametre end den floristiske sammensætning, fx geomorfologi og vegetationsstruktur. Denne fremgangsmåde fremmer endvidere, at hele variationsbredden af habitattyperne kan bevares i klassifikationsmodellen.

Modellen er en superviseret klassifikationsmodel, der søger at genfinde grupperne i en allerede eksisterende ("a priori") klassifikation. I dette projekt består "a priori" klasserne af de 8 klitvarianter, der er fremkommet ved at kombinere NOVANA-inventørernes feltbestemmelse og den efterfølgende opdeling i klitvarianter. Vi har anvendt vegetationens sammensætning af arter som indikator for hvilken klittype et prøvefelt tilhører, og efter at have gennemført ordinationsanalysen kan vi nu anvende prøvefelternes placering langs de tre vigtigste gradienter i klitdatasættet som inputvariable i modellen. Vi fortæller modellen hvilken klasse, vi mener, hvert prøvefelt tilhører. For hver klitvariant beskriver modellen efterfølgende de til klitvarianten hørende prøvefelters placering i det tredimensionelle ordinationsrum (se Figur 2.3).

Modellen vil så undersøge om det ud fra prøvefeltets artsliste også er muligt at placere prøvefeltet i den klasse det tilhører "a priori". Hvis de 8 klitvarianter er velafgrænsede og uden floristisk overlap vil prøvefelterne ligge som 8 adskilte punktskyer, som det kan ses for grønsværklitterne og de næringsrige klitlavninger i Figur 2.3. I modellen vil prøvefelterne så genfinde den naturtype, de var henført til *a priori*. Men hvis et prøvefelt er blevet kaldt klithede i felten, men i øvrigt har en vegetation som er helt ukarakteristisk for de fleste klitheder i klitdatasættet, så vil prøvefeltet ligge fjernt fra de øvrige klitheder i ordinationsrummet. Klassifikationsmodellen vil da placere prøvefeltet i en anden mere sandsynlig naturtype, fx grå klit.

Figur 2.3 De tre vigtigste variationsakser for vegetationen i de 5426 prøvefelter, der i felten er bestemt til en af de fire overvågede klittyper. I det tredimensionelle rum er vist placeringen af de prøvefelter, der er typebestemt som hhv. grønsværklit og næringsrig klitlavning.



Modellens forudsigelse af den mest sandsynlige klitvariant for hvert prøvefelt, ud fra dets placering i det tredimensionelle ordinationsrum, er efterfølgende brugt til at teste, hvor ensartet bestemmelsen af habitattyperne er foretaget i felten, og hvor velafrænsede de 8 klitvarianter er med hensyn til vegetationens sammensætning af arter. Tabel 2.2 er en krydstabel over antallet af prøvefelter, der tilhører de 8 klitvarianter ved hhv. feltbestemmelse og opdeling (model input) og modelforudsigelse (model output). Samlet set svarer modelforudsigelsen for 70 % af prøvefelterne til "a priori" typen (feltbestemmelse og opdeling). Tilsvarende har 30 % af prøvefelterne en sammensætning af arter, der har en større lighed med prøvefelter af en anden type end den klitvariant, der er fremkommet ved feltbestemmelse og opdeling.

På habitattypeniveau (prøvefelter indenfor de 4 optrukne bokse) svarer modelforudsigelserne, for 80 % af prøvefelterne, til den type NOVANA-inventørerne har henført prøvefeltet til i felten ved brug af habitatnøglen og beskrivelserne.

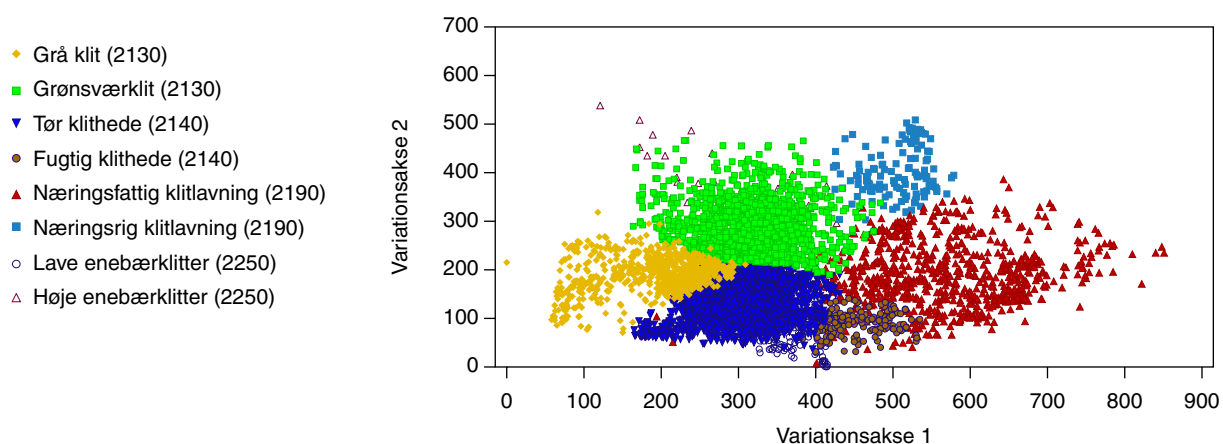
I Figur 2.4 er modellens forudsigelse af den mest sandsynlige klitvariant for hvert prøvefelt vist i et ordinationsdiagram med de to vigtigste variationsakser. Som det fremgår af figuren er der ikke skarpe grænser mellem varianternes sammensætning af arter. Den mest velafrænsede type er de næringsrige klitlavninger, der har en floristisk sammensætning, der afviger fra de øvrige klitvarianter.

For habitattyperne grå- og grønsværklit, klithede og klitlavning svarer modelforudsigelserne for omkring 80 % af prøvefelterne til typebestemmelserne. Dog har en del af de næringsfattige og sure klitlavninger (71 felter) større floristisk lighed med fugtige klithede felter end med de øvrige klitlavninger. Dette kan tilsvarende ses som et floristisk overlap mellem de to varianter i den del af ordinationsrummet, der omfatter sure, fugtige og næringsfattige klitheder/klitlavninger med dværgbuske (Figur 2.4).

Tabel 2.2 Krydstabel over antallet af prøvefelter, der tilhører de 8 klitvarianter ved hhv. feltbestemmelse og opdeling i varianter (model input) og modelforudsigelse (model output). Hvor modelforudsigelserne svarer til typebestemmelsen er antallet angivet med fed. Samlet set genfinder modellen den oprindelige type for 70 % af prøvefelterne. På habitattypeniveau (prøvefelter indenfor de 4 optrukne bokse) svarer modelforudsigelserne til feltbestemmelserne for 80 % af prøvefelterne.

Modelforudsigelse (model output)	Klitvariant (model input)								Sum
	2250 (lav)	2250 (høj)	2130 (grå)	2130 (grøn)	2140 (tør)	2140 (fugtig)	2190 (fattig)	2190 (rig)	
2250 (lav)	52	12	0	2	9	2	7	0	84
2250 (høj)	0	14	8	0	3	0	1	0	26
2130 (grå)	51	47	944	60	139	2	32	12	1287
2130 (grøn)	15	9	47	532	92	0	3	0	698
2140 (tør)	182	73	171	261	1473	59	89	0	2308
2140 (fugtig)	3	0	0	1	17	73	71	0	165
2190 (næringsfattig)	1	29	22	2	29	64	576	7	730
2190 (næringsrig)	0	1	9	0	0	0	17	101	128
Sum	304	185	1201	858	1762	200	796	120	5426

Forsøget på en floristisk afgrænsning af klittyperne har endvidere betydet, at 231 klithede prøvefelter er reklassificeret som hhv. grønsværklit (92) og gråklit (139) og at 432 (171 + 261) grå- og grønsværprøvefelter er henført til den tørre klithede (se også Figur 2.4). Det drejer sig typisk om prøvefelter, der er placeret i stabile klitvegetationer, der befinder sig i overgangen mellem et åbent græs-, urte- og kryptogam domineret plantedække og dværgbuskdominerede samfund (se nedenstående foto). Her kan det være ganske vanskeligt at foretage en konsistent typebestemmelse.



Figur 2.4 De to vigtigste variationsakser for vegetationen i de 5426 prøvefelter, der i felten er bestemt til en af de fire overvågede klittyper. For hvert prøvefelt er den mest sandsynlige klitvariant (model output) angivet.

Figur 2.5 Intim mosaik mellem grå klit domineret af mosser og laver og tør klithede domineret af revling. Fra Ørkenen på Anholt. Foto: Miljøcenter Århus ved Henriette Bjerregaard.





Figur 2.6 Mosaikvegetation med grå klit, tør klithede og lysåben enebærklit i Ørkenen på Anholt. Foto: Miljøcenter Århus ved Henriette Bjerregaard

Enebærklitterne har store floristiske ligheder med især den tørre klithede (de lave enebærklitter) og grønsværklit (de høje enebærklitter) (se Figur 2.4) og under 20 % af prøvefelterne ligner andre enebærklitfelter mere end prøvefelter fra de øvrige klittyper (se Tabel 2.2). Dette kan delvist forklares ved, at enebærklitterne findes som et successionsstadium fra åbne stabile klitter til tæt blandingsskov og ofte indgår i mosaikvegetationer med de lysåbne klittyper (se Figur 2.6). Endvidere bygger klassifikationsmodellen på arternes dækningsgrader i prøvefelterne, medens vegetationens struktur og artssammensætning i 5 m cirklen ofte er inddraget i feltbestemmelsen af enebærklitterne. Det betyder, at en registrering kan typebestemmes som enebærklit, selvom enebær ikke forekommer i prøvefeltet. En sikker typebestemmelse af enebærklitter kan derfor ikke alene bero på den floristiske sammensætning, men bør inddrage dækningsgraden af enebær i 5 m-cirklen.

Vi har vist, at den floristiske klassifikationsmodel med rimelig sikkerhed kan adskille grå- og grønsværklitter, klitheder og klitlavninger, når de fulde artslistes med dækningsgrader er tilgængelige, medens artssammensætningen i enebærklitterne ikke adskiller sig væsentligt fra de øvrige klittyper. Et andet relevant spørgsmål er, om det er muligt at udpege en række arter som supplement til listerne over karakteristiske arter, der i felten kan fungere som entydige indikatorer for de fire klitnaturtyper og deres floristiske varianter. For at undersøge dette har vi udført en indikatorartsanalyse på klitdatasættet.

2.6 Indikatorartsanalyse

I fortolkningsmanualen til Habitatdirektivet (Anon 2003) og beskrivelserne af habitattyperne (Fredshavn 2004) (App. 4b) og <http://www.blst.dk/Natura2000/Naturtyper/> er listet en række arter, der i felten bruges til at identificere hvilken habitattype et naturareal tilhører. Disse artslistes udgøres dels af de såkaldt karakteristiske arter som stammer fra fortolkningsmanualen og dermed primært fra de artslistes, der ligger til grund for CORINE systemet. For habitattyperne klithede (2140) og klitlavninger (2190), er listen over karakteristiske arter desuden suppleret med en række mere almindelige danske arter, der ofte forekommer i vegetationen.

Arter med en bred økologisk amplitude og samletaxa såsom bladmos og bæger- og rensdyrlaver kan være ganske vanskelige at anvende som skillearter og sikre en konsistent typebestemmelse. Blandt de karakteristiske arter for klitnaturtyperne figurerer sand-star som karakteristisk art for både grå- og grønsværklit (2130) og klithede (2140). Men arten er registreret så hyppigt som i 3 ud af 4 prøvefelter, hvilket gør den til den mest konstante art i kystklitterne (se Tabel 2.3) og ganske uegnet som skilleart. Tilsvarende er revling og bæger- og rensdyrlaver registreret i mere end 50 % af prøvefelterne.

Som hjælp til at beskrive klitvarianternes sammensætning af arter, har vi for hver variant udarbejdet en såkaldt synoptisk tabel, som viser de mest hyppigt forekommende (konstante) og dominante arter (se appendiks). Endvidere har vi gennemført en indikatorartsanalyse med henblik på at undersøge, om det er muligt at udvælge en række arter, der kan fungere som mere eller mindre entydige indikatorer for de 4 habitattyper og de-

res floristiske varianter. Vi har brugt den mest sandsynlige klitvariant for de 5426 prøvefelter (klassifikationsmodellens forudsigelse) som grupperende variabel i en indikatorartsanalyse (Dufrene og Legendre 1997) ved brug af funktionen Indicator Species Analysis i programmet PC-ORD (McCune og Mefford 1999). Metoden udpeger hvilke arter, der især adskiller en variant fra de øvrige ved at beregne en indikatorværdi for alle arter inden for hver klitvariant. Indikatorværdien er en kombination af artens *specificitet* for klitvarianten (klitvariantens andel af det samlede antal registreringer af arten) og dens *konstans* i klitvarianten (andelen af typens prøvefelter, hvori arten er registreret) og angives på en skala fra 0 (ingen indikation) til 100 (perfekt indikation). En perfekt indikation betyder, at arten altid forekommer i en type og ikke forekommer i andre varianter. Indikatorværdiernes statistiske signifikans er testet ved en Monte Carlo-test med 1000 permutationer (Dufrene og Legendre 1997).

Tabel 2.3 Oversigt over registrerede karakteristiske arter, der er listet i fortolkningsmanualen (Anon.2003) for de 4 overvågede kystklittyper. For hver art er konstansværdien, dvs. andelen af prøvefelter hvori arten er registreret, angivet for de 8 klitvarianter. I den sidste kolonne er arternes konstans i hele datasættet listet.

Art	Naturtype	2250 (lav)	2250 (høj)	2130 (grå)	2130 (grøn)	2140 (tør)	2140 (fugtig)	2190 (fattig)	2190 (rig)	ΣK
Alm. hønsetarm	2130	4	4	10	34	10	1	4	13	12
Alm. mælkeurt	2130	0	0	3	6	2	1	1	0	2
Bæger- og rensdyrlaver	2130, (2140)	32	19	86	41	63	53	15	3	57
Bakke-forglemmigej	2130	0	0	0	1	0	0	0	0	<1
Blød hejre	2140	0	0	0	13	0	0	0	2	2
Ene	2250	83	27	20	12	17	4	9	4	16
Femhannet hønsetarm	2130	0	0	5	11	2	0	0	1	3
Firehannet hønsetarm	2130	0	0	1	1	0	0	0	0	<1
Gul snerre	2130	19	12	8	52	14	2	3	9	16
Hejrenæb	2130	0	0	0	2	0	0	0	0	<1
Mark-krageklo	2130	0	0	0	6	2	0	0	0	2
Revling	2140	90	0	66	29	86	90	47	3	66
Sand-rottehale	2130	0	0	0	3	0	0	0	0	<1
Sandskæg	2130	15	8	69	19	27	1	6	0	31
Sand-star	2130, 2140	80	35	82	82	87	67	32	12	75
Tidlig dværgbunke	2130	4	8	12	19	6	1	1	2	8

Indikatorartsanalysen har udpeget en lang række arter, der er signifikante indikatorer for en af klitvarianterne. Heraf er en del arter, der er så sjældne, at deres værdi som indikatorer er ret begrænset. Det gælder fx blød hejre, der næsten udelukkende forekommer i grønsvæsklitterne, men til gengæld kun findes i et ud af 10 prøvefelter. Som det fremgår af appendiks 1, er ganske få arter således relativt konstante inden for en klitvariant og samtidig sporadisk forekommende i de øvrige typer.

Den stærkeste indikatorart i datasættet er *ene*, der er indikatorart for de lavtvoksende enebærklitter med en indikatorværdi på 78. Dette tal dækker over at 94 % af alle prøvefelter, hvori *ene* er registreret, tilhører denne klitvariant (specificitet) og at *ene* samtidig er registreret i 83 % af alle prøvefelter, der tilhører de lavtvoksende enebærklitter (konstans) ($0,94 \times 0,83 = 0,78$).

Sand-star, revling, hedelyng, bladmos, bæger- og rensdyrlav, hjelme, bølget bunke, alm. kongepen, alm. engelsød, alm. kløvtand (*Dicranum scoparium*), sandskæg og gråris er vidt udbredte arter, der er fundet i mere end 25 % af de registrerede prøvefelter. I indikatorartsanalysen er alle

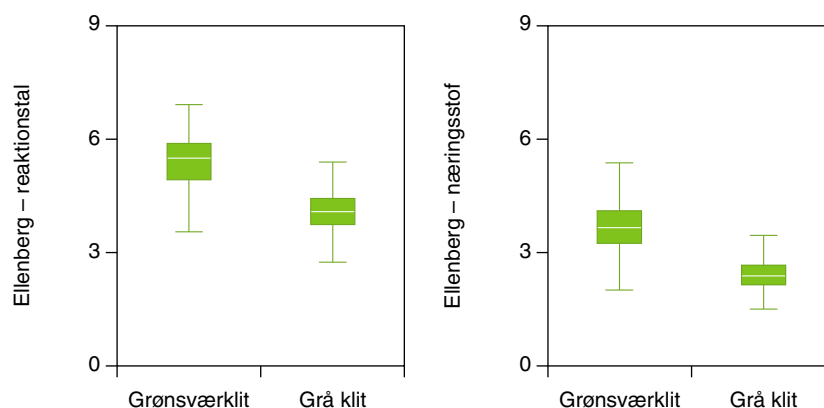
12 taxa udvalgt som signifikante indikatorer for én af de 8 klitvarianter, selvom de er relativt hyppigt forekommende i flere varianter og derfor kun indikerer de respektive varianter, hvis de udgør en væsentlig del af plantedækket. Revling, der i analysen kommer ud som signifikant indikatorart for de lave enebærklitter, forekommer således i mere end 2 ud af 3 prøvefelter for både lave enebærklitter, grå klitter og tørre og fugtige klitheder ($K \geq 66$ i appendiks). I de grå klitter findes revling dog oftest spredt i vegetationsdækket (dækningsgraden = 2 %), medens arten udgør en væsentlig del af vegetationen i de fugtige klitheder (27 %) og dominerer i de lave enebærklitter og tørre klitheder (44-45 %). Så på trods af, at der er statistisk belæg for, at revling er hyppigere forekommende i plantedækket i de lave enebærklitter, er det vanskeligt at bruge arten som indikator i felten.

2.7 Beskrivelse af klitvarianter

2.7.1 Grå- og grønsværklit (2130)

2059 prøvefelter er i felten typebestemt som grå- og grønsværklit. En enkelt TWINSPAN-delning af dette datasæt har resulteret i en relativt sur og udvasket variant med 1201 prøvefelter, der kan tolkes som grå klit og en mere nærings- og kalkrig variant med 858 prøvefelter, der kan tolkes som grønsværklit (se Figur 2.4).

Figur 2.7 Vægtede gennemsnit af Ellenbergs indikatorværdi for reaktionstal og næringsstof for de to klitvarianter af grå- og grønsværklit (2130): grå klit og grønsværklit. Boks-plot med median (vandret hvid streg), 25 og 75 percentil (rektangel) og 10 og 90 percentil (vandrette streger på lodrette linjestykker).

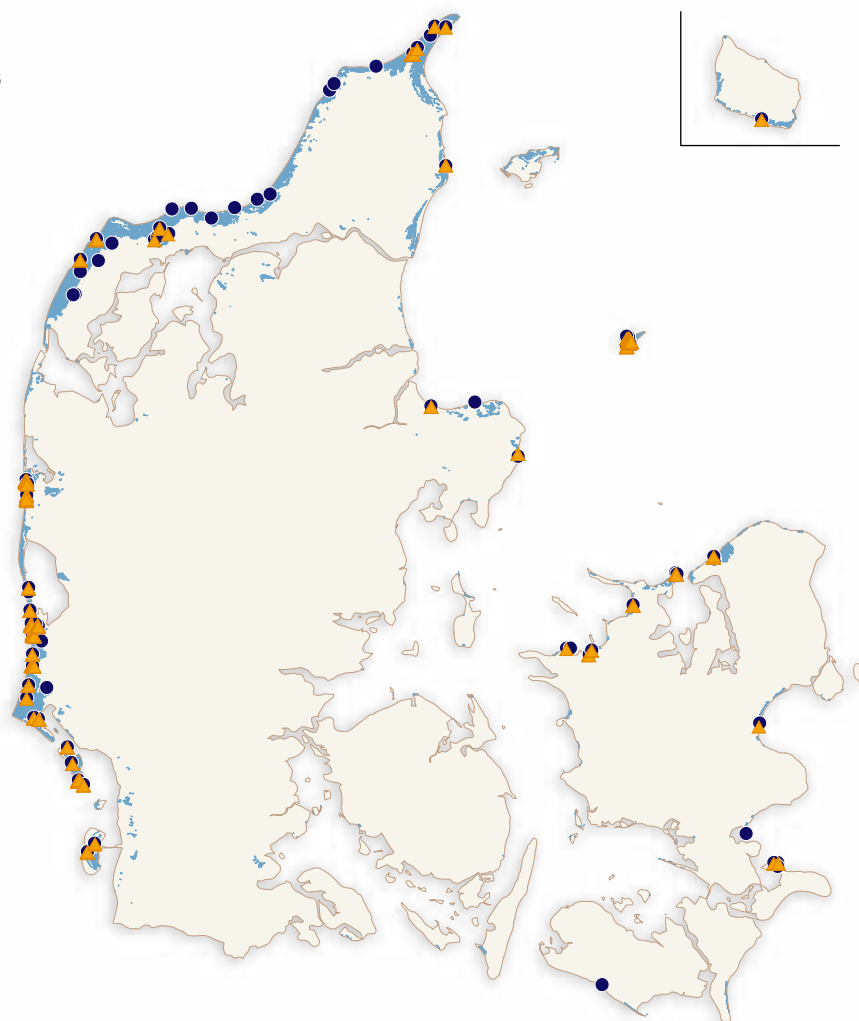


2.7.2 Grå klit

De sure og udvaskede grå klitter er vidt udbredte langs de danske kyster (se Figur 2.8). Vegetationen er karakteriseret ved et meget lavtvoksende vegetationsdække med sand-star, sandskæg, hjælme, revling og bølget bunke samt spredt forekomst af revling og hedelyng. Kryptogamer er vidt udbredte i typen, særligt bæger- og rensdyrlaver, der dog ikke er bestemt til art i NOVANA-programmet og mosserne alm. kløvtand (*Dicranum scoparium*), den invasive stjerne-bredribbe (*Campylopus introflexus*), hårspidset jomfruhår (*Polytrichum piliferum*), trind fyrremos (*Pleurozium schreberi*), hede-cypresmos (*Hypnum jutlandicum*) samt arter af børstemos (*Racomitrium.sp.*).

Grå klit

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand



Figur 2.8 Udbredelsen af grå klit på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

Der er fundet 11 signifikante indikatorarter for de grå klitter, hvoraf en del har en ganske lav konstansværdi. Følgende arter er specifikke for de grå klitter og samtidig så frekvente, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- sandskæg
- alm. kløvtand
- stjerne-bredribbe
- hårspidset jomfruhår

I nærværende undersøgelse er sand-hjælme udpeget som indikatorart for de grå klitter, selvom arten er hyppigere forekommende i den hvid klit (2120) og relativt konstant i flere andre klitvarianter. Laver udgør et væsentligt element i vegetationsdækket i de grå klitter, men de to taxa laver sp. og bæger- og rensdyrlaver sp., der registreres i NOVANA-programmet, er samtidig relativt konstante i de fleste andre klitvarianter.

Figur 2.9 Intim mosaik mellem grå klit domineret af mosser og laver og tør klithede domineret af revling. Fra Ørkenen på Anholt. Foto: Miljøcenter Århus ved Henriette Bjerregaard.



2.7.3 Grønsværklit

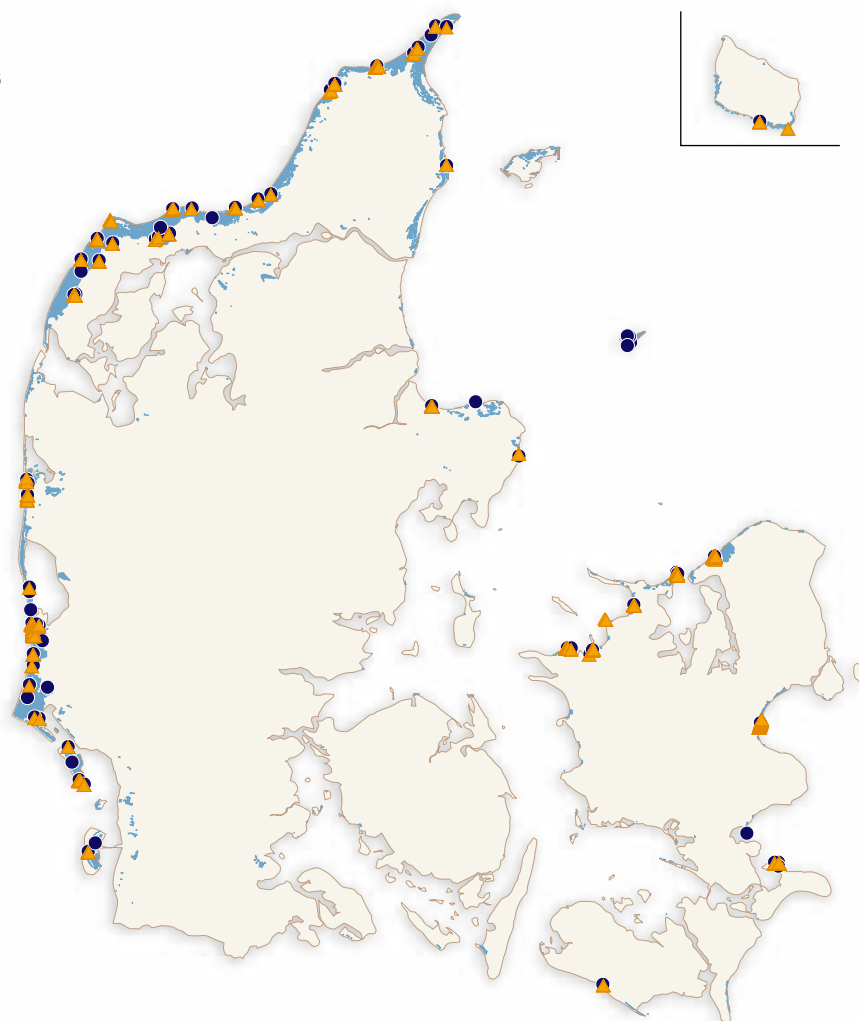
De mere kalk- og næringsrige grønsværklitter er vidt udbredte langs de danske kyster (se Figur 2.10) og ikke udelukkende knyttet til kyster med et højt kalkindhold. Vegetationen er karakteriseret ved et relativt artsrigt og lavtvoksende vegetationsdække domineret af græsser og urter såsom sand-star, rød svingel, alm. hvene, gul snerre, alm. kongepen, fåresvingel, håret høgeurt, rødknæ, mark-frytle, vellugtende gulaks og almindelig røllike. Bladmosses er registreret i 2 ud af 3 pin-point stik med alm. cypresmos (*Hypnum cupressiforme*), hvidlig kortkapsel (*Brachythecium albicans*), alm. kløvtand, alm. kortkapsel (*Brachythecium rutabulum*) og plæne-kransemos (*Rhytidiadelphus squarrosus*) som de hyppigst registrerede arter. Mindre hyppigt forekommende arter i vegetationen er liden klokke, bidende stenurt, nikkende kobjælde, lyng-snerre, bakkenellike, blodrød storkenæb, smalbladet timian, klit-fladbælg, due-skabiose og sand-rottehale.

Der er fundet 86 signifikante indikatorarter for de relativt artsrige grønsværklitter, hvoraf hovedparten har en ganske lav konstansværdi. Følgende arter er specifikke for grønsværsklitterne og samtidig så frekvente, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- | | | |
|----------------|------------------|----------------------|
| • gul snerre | • mark-frytle | • liden klokke |
| • rød svingel | • håret høgeurt | • lancet-vejbred |
| • alm. hvene | • alm. kongepen | • smalbladet høgeurt |
| • rødknæ | • fåre-svingel | |
| • alm. røllike | • alm. hønsetarm | |

Grønsværklit

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand

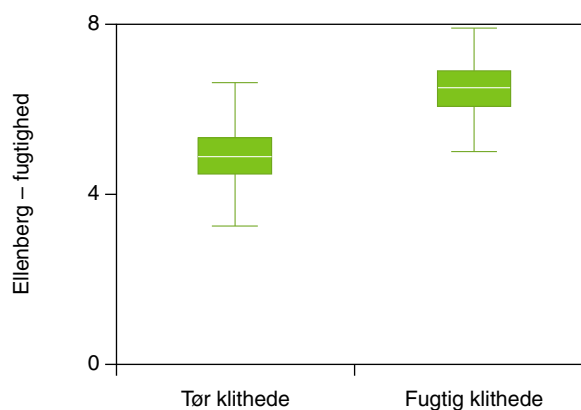


Figur 2.10 Udbredelsen af grønsværklit på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

2.7.4 Klithede (2140)

1962 prøvefelter er i felten typebestemt som klithede. En enkelt TWINSpan-delning af dette datasæt har resulteret i en stor variant med 1762 prøvefelter, der kan tolkes som tør klithede og en lille variant med 200 prøvefelter, der kan tolkes som fugtig klithede (se Figur 2.4).

Figur 2.11 Vægtede gennemsnit af Ellenbergs indikatorværdi for fugtighed for de to varianter af klithede (2140): tør og fugtig klithede. Boks-plot med median (vandret hvid streg), 25 og 75 percentil (rektangel) og 10 og 90 percentil (vandrette streger på lodrette linjestykker)



2.7.5 Tør klithede

De tørre klitheder er registreret på stort set alle klitstationer, der er undersøgt i perioden 2004 til 2006 (se Figur 2.13). Vegetationen i de tørre klitheder er karakteriseret ved et tæt vegetationsdække domineret af dværgbuskene revling og hedelyng (indikatorart for denne variant). Øvrige hyppige arter er sand-star, bølget bunke, hjælme og alm. engelsød. Kryptogamfloraen udgør en væsentlig del af vegetationsdækket. Bæger- og rensdyrlaver, der ikke er bestemt til art i NOVANA-programmet, er registreret i 2 ud af 3 prøvefelter med en gennemsnitlig dækningsgrad på 14 %. Bladmosses er registreret i hvert tredje pin-pointstik med hede-cypresmos, alm. kløvtand, alm. cypresmos og trind fyrremos som de hyppigst registrerede arter.

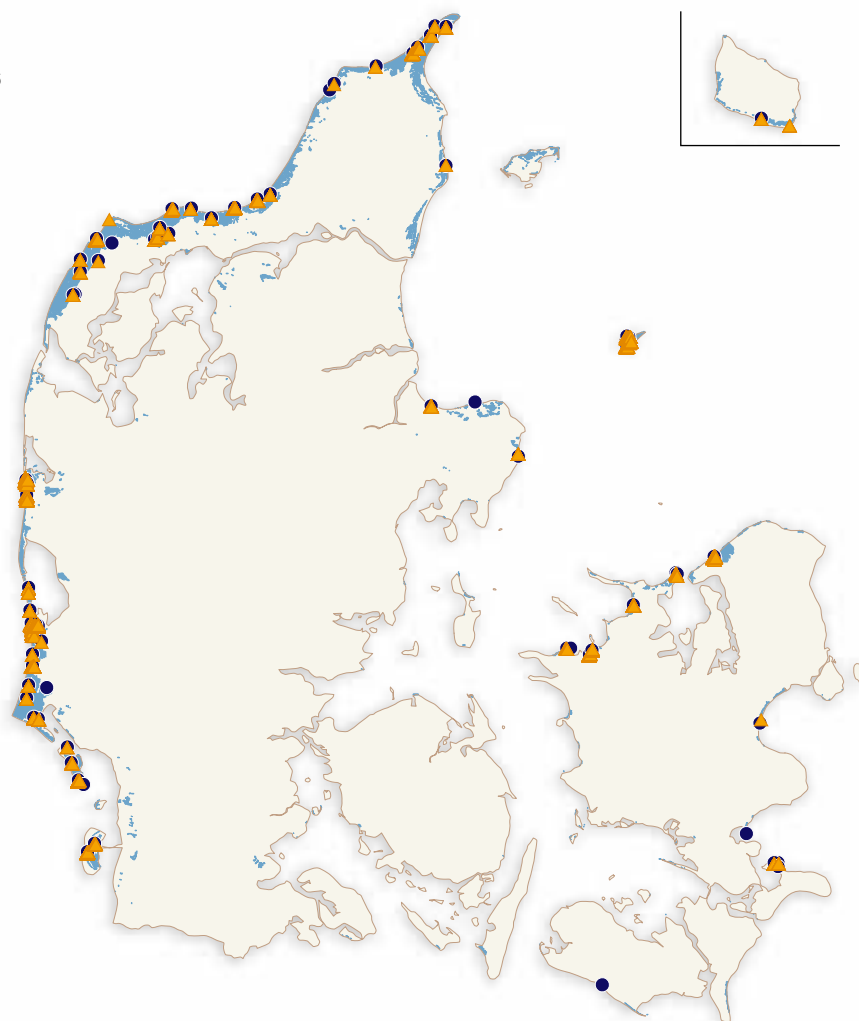
Der er kun fundet 3 signifikante indikatorarter for tør klithede: Hedelyng, alm. engelsød og hede-cypresmos. Heraf er ingen så specifikke og hyppige, at de kan fungere som indikatorer i praksis.

Figur 2.12 Tør klithede i Ørkenen på Anholt. Foto: Miljøcenter Århus ved Henriette Bjerregaard.



Tør klithede

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand



Figur 2.13 Udbredelsen af tør klithede på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

2.7.6 Fugtig klithede

De fugtige klitheder er spredt forekommende på de overvågede stationer langs den jyske vestkyst samt på Anholt og det nordvestlige Sjælland (se Figur 2.14). Vegetationen er karakteriseret ved et tæt vegetationsdække domineret af dværgbuskene mosebølle, revling, klokkelyng og tranebær. De fugtige klitheder har store floristiske ligheder med våde dværgbusksamfund med klokkelyng (4010), der forekommer uden for kystklitterne. Bladmossier dominerer i vegetationsdækket og de hyppigste arter er hede-cypresmos, alm. jomfruhår (*Polytrichum commune*), *Sphagnum*, trind fyrremos og hulbladet fedtmos (*Scleropodium purum*).

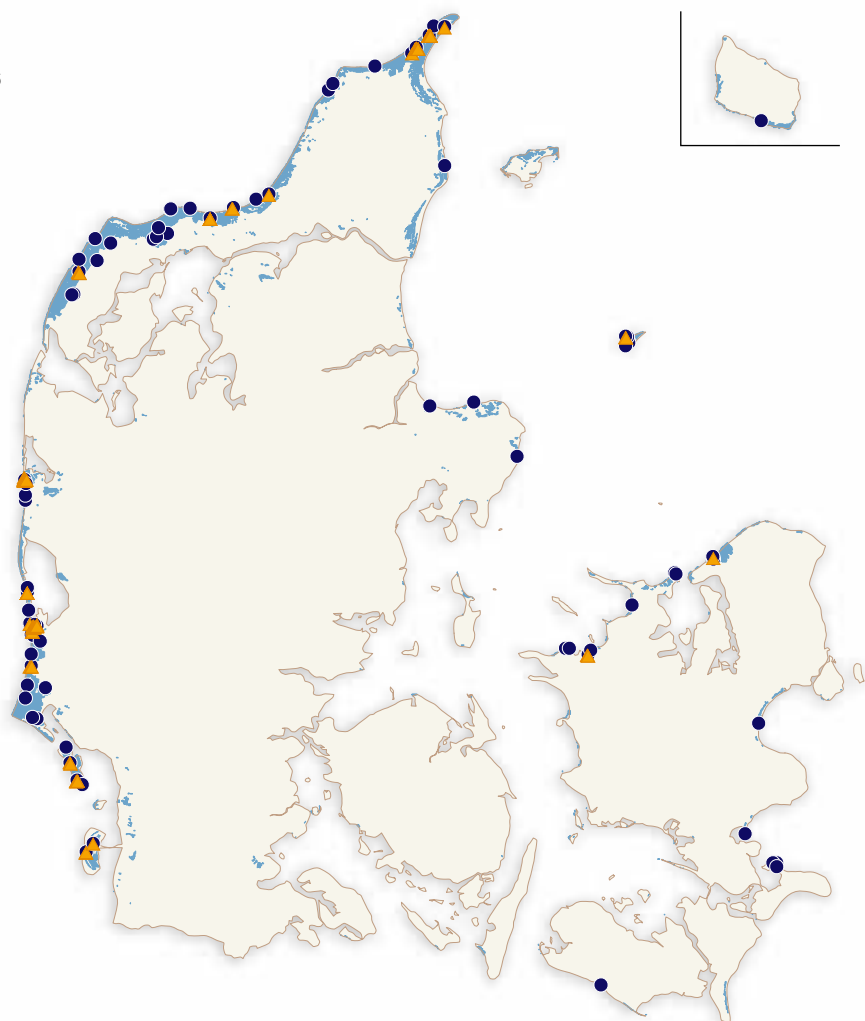
Der er fundet 10 signifikante indikatorarter for de fugtige klitheder, hvoraf en del har en relativt lav specificitet for varianten. Følgende arter er specifikke for de fugtige klitheder og samtidig så frekvente, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- mosebølle
- klokkelyng

Begge arter forekommer dog hyppigt i de sure og næringsfattige klitlavninger og afgrænsningen mellem de to varianter bør undersøges nærmere.

Fugtig klithede

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand

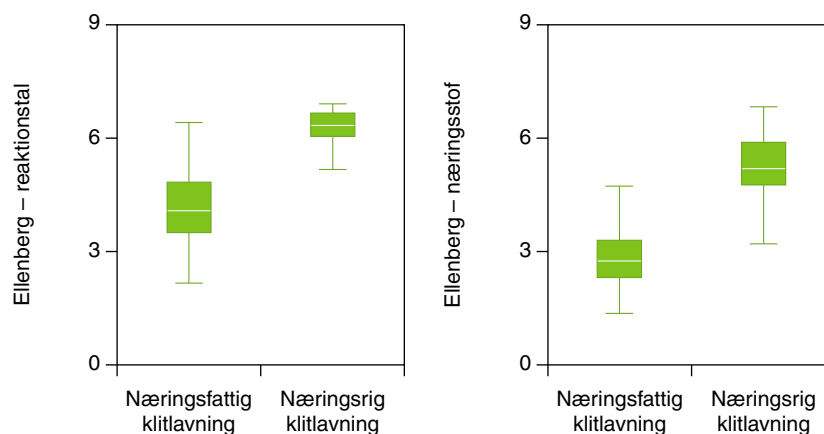


Figur 2.14 Udbredelsen af fugtig klithede på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

2.7.7 Klitlavning (2190)

916 prøvefelter er i felten typebestemt som klitlavning. En enkelt TWINSPLAN-delning af dette datasæt har resulteret i en stor variant med 796 prøvefelter, der kan tolkes som næringsfattige og fortrinsvis sure klitlavninger og en lille variant med 120 prøvefelter, der kan tolkes som næringsrige klitlavninger (se Figur 2.4).

Figur 2.15 Vægtede gennemsnit af Ellenbergs indikatorværdi for reaktionstal og næringsstof for de to varianter af klitlavning (2190): næringsfattig og næringsrig klitlavning. Boks-plot med median (vandret hvid streg), 25 og 75 percentil (rektangel) og 10 og 90 percentil (vandrette streger på lodrette linjestykker).

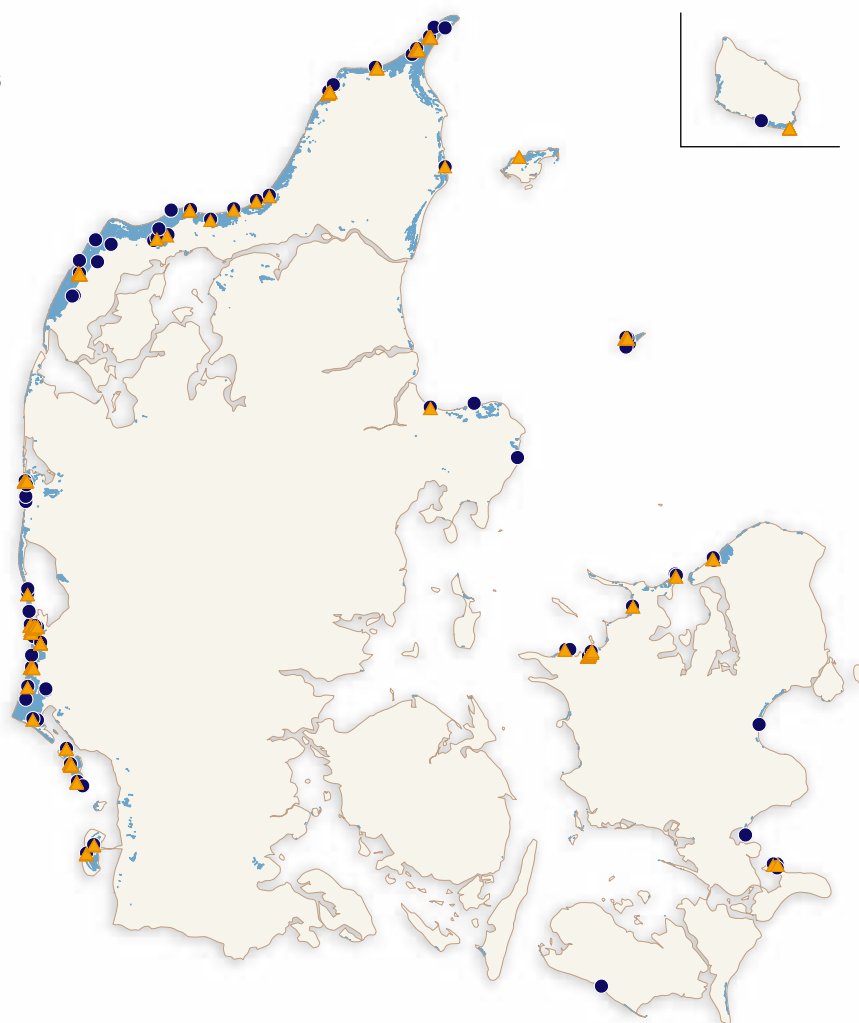


2.7.8 Næringsfattig klitlavning

De næringsfattige klitlavninger er spredt forekommende på de overvågede stationer langs den jyske vestkyst samt på Anholt og det nordvestlige Sjælland (se Figur 2.16). Vegetationen er karakteriseret ved et lavt vegetationsdække med spredt forekomst af dværgbuske (revling, klokkel yng, hedelyng, mose-bølle) og lavtvoksende vedplanter (særligt gråris). Hovedparten af prøvefelterne, der tilhører denne variant er indsamlet i fugtige og våde lavninger i sure og udvaskede kystklitter med fattigkærsvegetation og på fugtigt sand med arter af siv (fx liden, glanskapslet, sand- og tråd-), ulvefod og soldug. En mindre del af prøvefelterne stammer fra kalkrige klitter med rigkærsvegetation med starer (fx dværg-, loppe- og stjerne-) og orkideer (fx sump-hullæbe og purpurgøgeurt).

Næringsfattig klitlavning

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand



Figur 2.16 Udbredelsen af næringsfattig klitlavning på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

Der er fundet 23 signifikante indikatorarter for de næringsfattige klitlavninger, hvoraf hovedparten har en ganske lav konstansværdi. Følgende arter er specifikke for de næringsfattige klitlavninger og samtidig så frekvente, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- blåtop
- arter af Sphagnum
- smalbladet kæruld
- hirse-star
- mose-pors
- kragefod
- kær-ranunkel
- liden siv

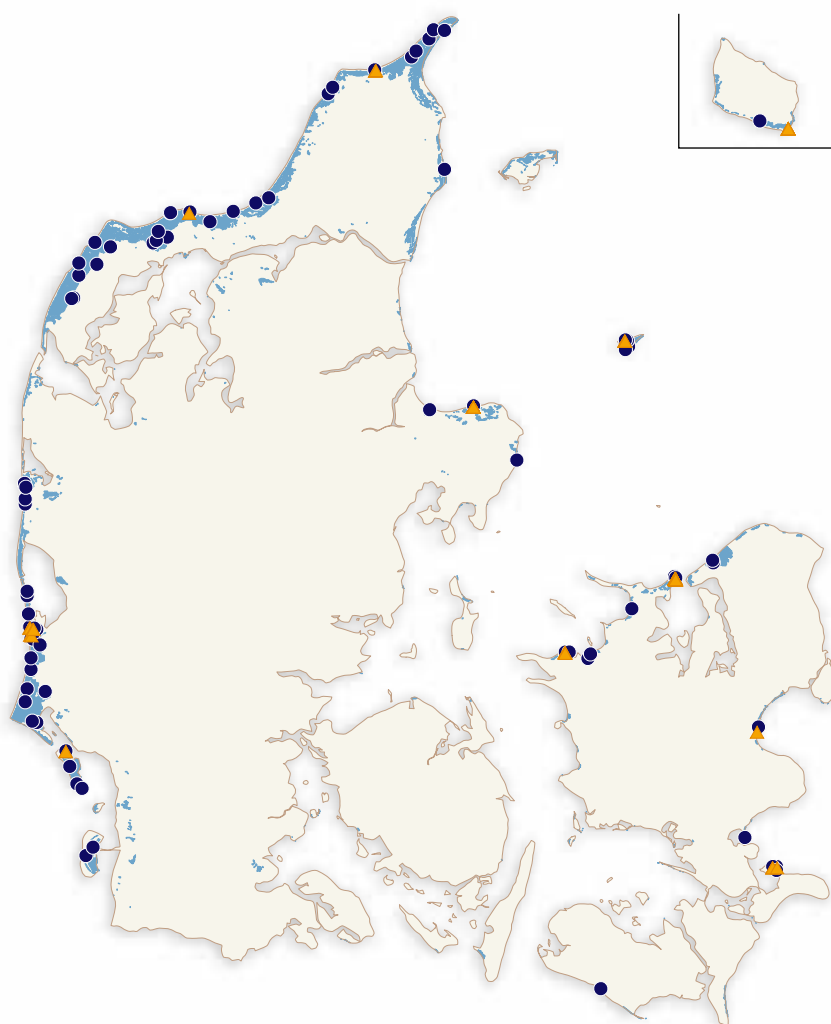
Gråris er i analysen udpeget som indikatorart for de næringsfattige klitlavninger. Da afgrænsningen mod kystklitter med gråris (2170) ikke er inddraget i denne analyse, bør gråris kun anvendes til at afgrænse de næringsfattige klitlavninger mod de øvrige 7 varianter, der indgår i analysen. Afgrænsningen mellem de sure og næringsfattige klitlavninger og de fugtige klitheder bør ligeledes undersøges nærmere.

2.7.9 Næringsrig klitlavning

De næringsrige klitlavninger er spredt forekommende på de overvågede stationer og er mest udbredt på overvågningsstationer langs de østdanske kyster (se Figur 2.17). Vegetationen er karakteriseret ved et græs- og urtedomineret vegetationsdække med en variabel højde. Halvdelen af prøvefelterne har en vegetationshøjde under 25 cm og 10 % er registreret i højt voksende vegetation (over 1m). Høje vedplanter såsom grå-pil i de fugtigste og slåen i de tørreste lavninger er spredt forekommende i vegetationen. Den mest konstante art er tagrør, hvilket peger på at en del af prøvefelterne er indsamlet i rørsumpvegetation i kystklitterne. Varianten omfatter endvidere relativt tørre og næringsrige eng- og overdrevsvegetationer med kær-tidsel, fløjlsgræs, bidende ranunkel, kruset skræppe, horse-tidsel, feber-nellikerod, lav ranunkel og rød-kløver.

Næringsrig klitlavning

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand



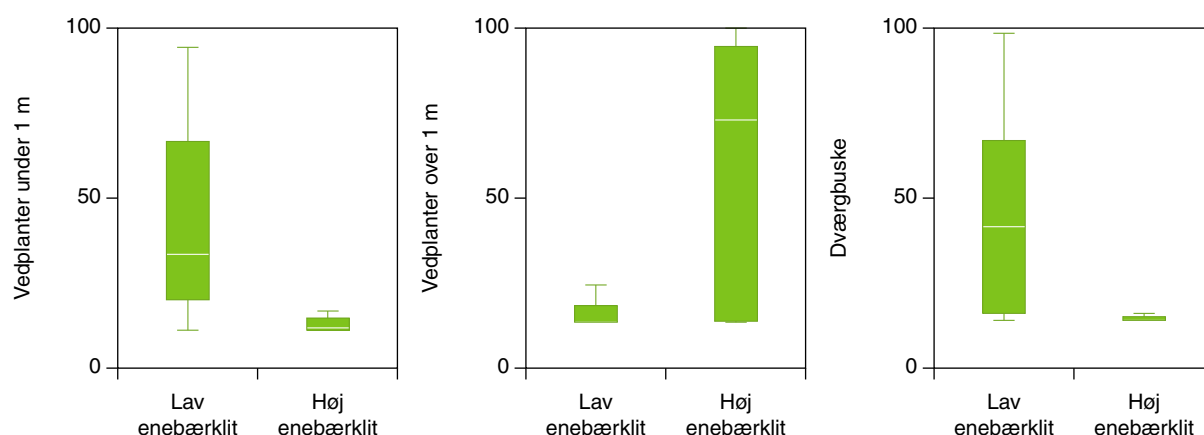
Figur 2.17 Udbredelsen af næringsrig klitlavning på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

Der er fundet 37 signifikante indikatorarter for de næringsrige klitlavninger, der floristisk afviger en del fra de øvrige klitvarianter. Følgende arter er specifikke for de næringsrige klitlavninger og samtidig så konstante, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- tagrør
- sværtevæld
- kær-snerre
- kattehal
- kær-tidse
- grå-pil
- hjortetrøst
- fløjlgæs
- bittersød natskygge
- stor nælde
- angelik
- strand-kogleaks
- kær-svovlrød
- alm. skjolddrager

2.7.10 Enebærklit (2250)

489 prøvefelter er i felten typebestemt som enebærklit. En enkelt TWINSpan-delning af dette datasæt har resulteret i en variant med 304 prøvefelter, der kan tolkes som en lysåben og lavtvoksende enebærklittype og en variant med 185 prøvefelter, der kan tolkes som et senere successionsstadium af tætte og højt voksende enebærkrat (se Figur 2.4).



Figur 2.18 Dækning (0-80 m²) af hhv. vedplanter under 1 m, vedplanter over 1 m og dværgbuske for de to varianter af enebærklit (2250): lav og høj enebærklit. Boks-plot med median (vandret hvid streg), 25 og 75 percentil (rektangel) og 10 og 90 percentil (vandrette streger på lodrette linjestykker).

Lave enebærklitter

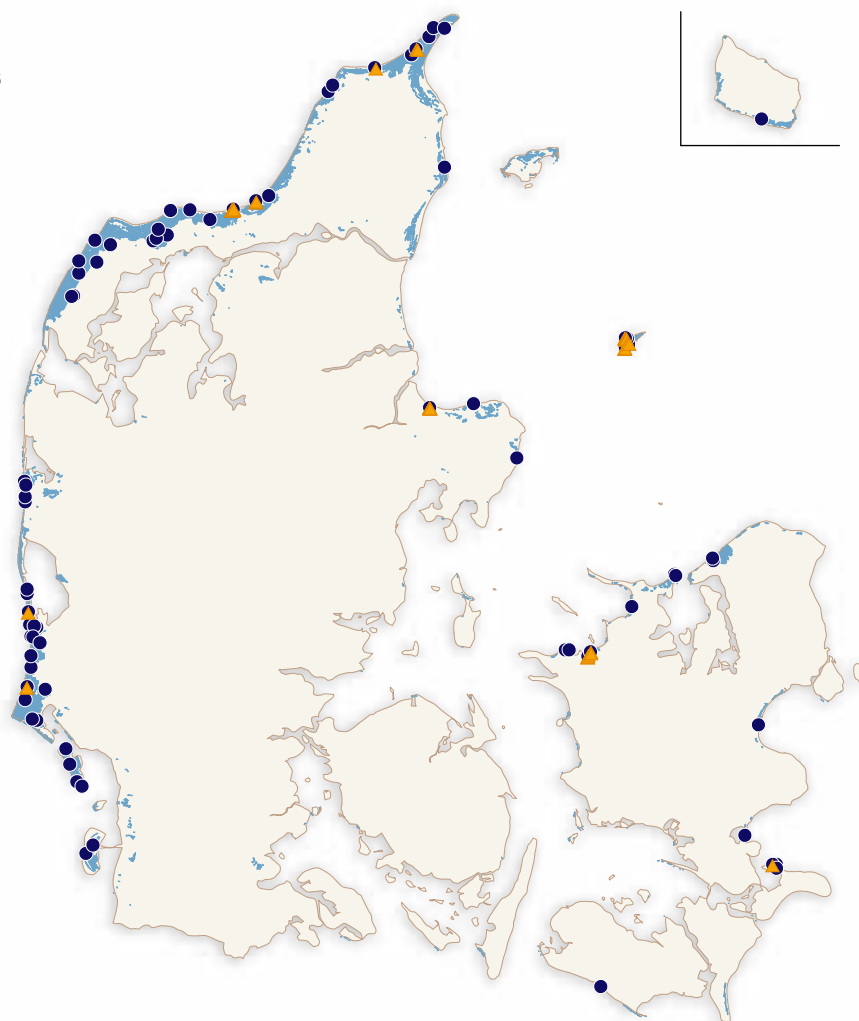
De lave og lysåbne enebærklitter er spredt forekommende på de overvågede stationer og er mest udbredt på stationer langs de østdanske kyster (se Figur 2.19). Vegetationen er karakteriseret ved en relativt høj dækningsgrad af dværgbuske og lave vedplanter (< 1 m). De tidlige successionsstadier af enebærklit indeholder foruden karakterarten ene, en række arter fra grå- og grønsværklit og klithede som fx revling, hedelyng og sand-star.

Der er fundet 13 signifikante indikatorarter for de lave enebærklitter. Men kun to arter er specifikke for de lave og åbne enebærklitter og samtidig så frekvente, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- ene
- klit-rose

Lav enebærklit

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand



Figur 2.19 Udbredelsen af lav enebærklit på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

Høje enebærklitter

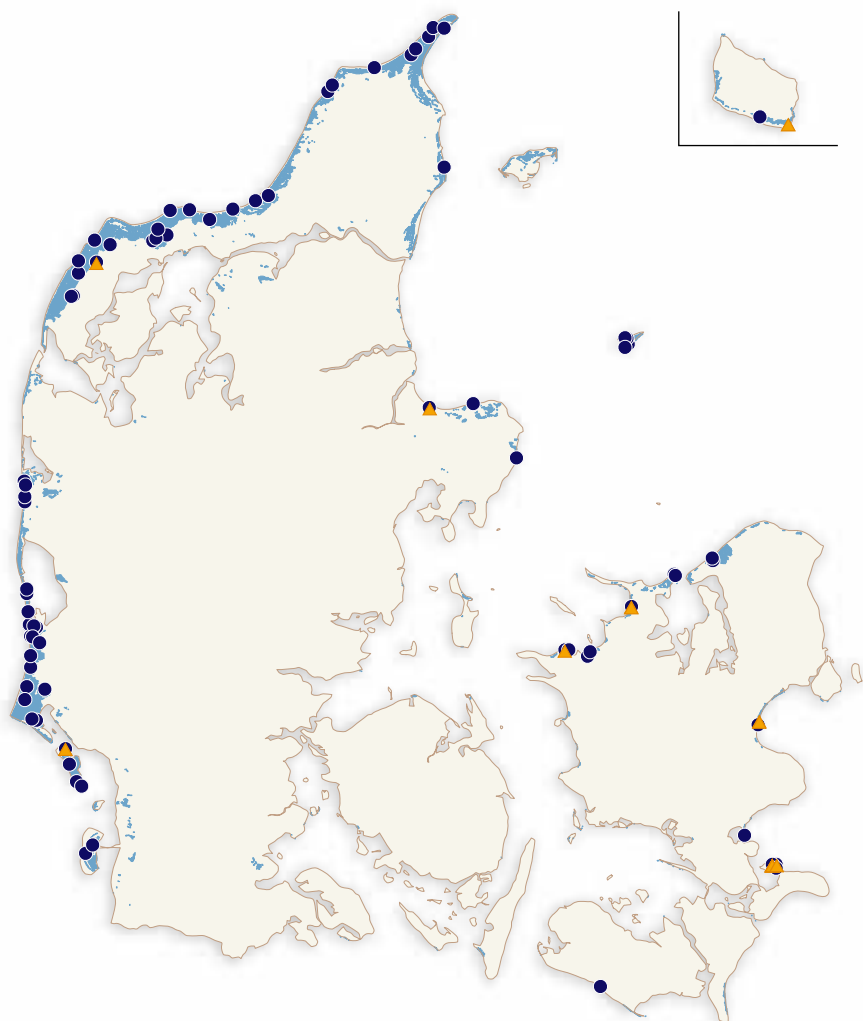
De høje og tætte enebærklitter er spredt forekommende på de overvågede stationer og er mest udbredt på stationer langs de østdanske kyster (se Figur 2.20). Vegetationen er karakteriseret ved en høj dækningsgrad af høje vedplanter (> 1 m) og kun sporadisk forekomst af dværgbuske. I dette successionsstadiet har vegetationen fået karakter af blandingsskov med alm. eg, røn, bøg, skov-fyr og vorte-birk, medens enebær er mere sporadisk forekommende end i de lysåbne enebærklitter. Bundvegetationen har et betydeligt islæt af skovbundsplanter såsom stor fladstjerne, blåbær og majblomst. Afgrænsningen mod kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter (2180) indgår ikke i denne analyse.

Der er fundet 39 signifikante indikatorarter for de høje enebærklitter, hvoraf hovedparten har en ganske lav konstansværdi. Følgende arter er specifikke for de høje og tætte enebærklitter og samtidig så frekvente, at de kan fungere som indikatorer i praksis:

- alm. gedeblad
- alm. eg
- alm. røn
- stor fladstjerne
- bøg
- majblomst
- blåbær

Høj enebærklit

- ▲ Prøvefelter
- Overvågede klitstationer 2004-2006
- Kystnære områder med flyvesand



Figur 2.20 Udbredelsen af høj enebærklit på overvågningsstationer undersøgt i perioden 2004-2006.

3 Artssammensætning og diversitet

For at klassificere forskellige naturtyper samt at beskrive eventuelle ændringer i disse naturtyper er det vigtigt at kunne karakterisere den observerede vegetation. Vegetationen kan karakteriseres ved de arter som findes på det pågældende område eller i den pågældende naturtype, hvor hyppigt de forskellige arter optræder, samt forskellige statistikker som måler den relative fordeling af arternes antal og hyppighed (diversitet).

3.1 Dækningsgradsdata

En arts hyppighed eller dominans er ofte målt ved artens dækningsgrad, som er et mål for, hvor stor en relativ flade arten dækker. For at bestemme dækningsgraden af de enkelte plantearter objektivt benyttes pin-point metoden i NOVANA (Kent og Coker 1992). Pin-point analysen foretages med en ramme (indvendige mål 50×50 cm) med 16 krydspunkter dannet af snore udspændt vinkelret på hinanden således at afstanden mellem snorene er 15 cm. Selve pin-point analysen gennemføres ved at føre en tynd pind ned i de 16 krydspunkter inden for rammen, hvor det for hvert punkt registreres hvilke plantearter pinden rører. Planten behøver ikke at være rodfæstet inden for rammen. Der tælles kun berøringer med årsskud fra indeværende vækstsæson dvs. ikke døde skud fra sidste års standere eller bladløse forveddede stængler.

Resultaterne af pin-point analyser er typisk blevet rapporteret ved angivelsen af den observerede middelværdi og varians i antallet af berøringer per prøvefelt; men denne fremgangsmåde udnytter ikke informationsmængden i de indsamlede data optimalt, og det er muligt at opnå større statistisk styrke ved at anvende en stokastisk model for hvordan pin-point data er fordelt.

I det følgende afsnit beskrives en mulig stokastisk model for pin-point data, hvor adskillige vigtige karakteristika for fordelingen af den enkelte plantearter er estimeret. Således er både den regionale og lokale rumlige fordeling af plantearten samt den lokale dækning beskrevet ved tre parametre og ved estimering af disse tre parametre fra hierarkiske pin-point data er det muligt at beregne den globale middelværdi og varians af plantearstens dækning. En stokastisk model, som beskriver fordelingen af antallet af pin-point berøringer i en pin-point ramme, må indeholde to vigtige karakteristika ved fordelingen af plantearter. For det første forekommer plantearter ikke i alle de områder, som de er tilpasset til, og der vil derfor være for mange nul-observationer i forhold til en tilfældig fordeling. For det andet vil den lokale varians typisk være større end ved en tilfældig proces pga. to hyppige fænomener; mange plantearter har potentialet for at vokse sig større end de 15 cm, der er mellem krydspunkterne, og den samme plante vil derfor nogle gange blive rørt flere gange. Desuden har planter en tendens til at være klumpet rumligt fordelt (Herben *et al.* 2000).

Boks 3.1 Stokastisk model af pin-point data

Antallet af berøringer i en pin-point ramme antages at være en stokastiske variabel, Y . Den stokastiske variabel antages at være genereret ud fra to stokastiske processer: For det første en nul-proces, hvor der genereres nul-værdier med sandsynligheden p . For det andet en binomial proces, hvor alle ikke-nul værdierne samt nogle af nul-værdierne genereres i henhold til en generaliseret binomial fordeling (eller Polya-Eggenberger fordeling) med sandsynlighedsparameter q og en korrelationsparameter δ (Qu *et al.* 1993). Hvis korrelationsparameteren, som er begrænset mellem

$-\min(q/(n-1-q), (1-q)/(n-1))$ og 1, er forskellig fra nul, dvs. hvis sandsynligheden for at røre en bestemt planteart i et krydspunkt afhænger af om den samme planteart er blevet rørt i andre krydspunkter i den samme ramme, da er tætheden af Y lig med,

$$f_Y(y; n, p, q, \delta) = \begin{cases} p + (1-p) \frac{\varphi\left(\frac{(1-q)(1-\delta)}{\delta}, n\right)}{\varphi\left(\frac{1}{\delta}-1, n\right)} & y=0 \\ (1-p) \binom{n}{y} \frac{\varphi\left(q\left(\frac{1}{\delta}-1\right), y\right) \varphi\left(\frac{(1-q)(1-\delta)}{\delta}, n-y\right)}{\varphi\left(\frac{1}{\delta}-1, n\right)} & 0 < y \leq n \end{cases}$$

hvor φ symboliserer Pochhammer-funktionen,

$$\varphi(x, n) = \Gamma(x+n)/\Gamma(x) = x(x+1)\dots(x+n-1) \quad (\text{Damgaard submitted-b}).$$

Fordelingen benævnes som ZIGBD-fordelingen (eng: zero-inflated generalised binomial distribution).

Hvis $\delta = 0$, dvs. hvis antallet af berøringer er ukorrelerede da er tætheden af Y lig med,

$$f_Y(y; n, p, q) = \begin{cases} p + (1-p)(1-q)^n & y=0 \\ (1-p) \binom{n}{y} q^y (1-q)^{n-y} & 0 < y \leq n \end{cases}$$

hvilket er en binomial fordeling med "for mange" nul-observationer (Hall 2000).

Middelværdien af ZIGBD-fordelingen er uafhængig af δ , $E(Y) = (1-p)nq$. Hvorimod variansen som forventet stiger med δ , $Var(Y) = (1-p)nq(1-q(1-pn + \delta(n-1)) + \delta(n-1))$.

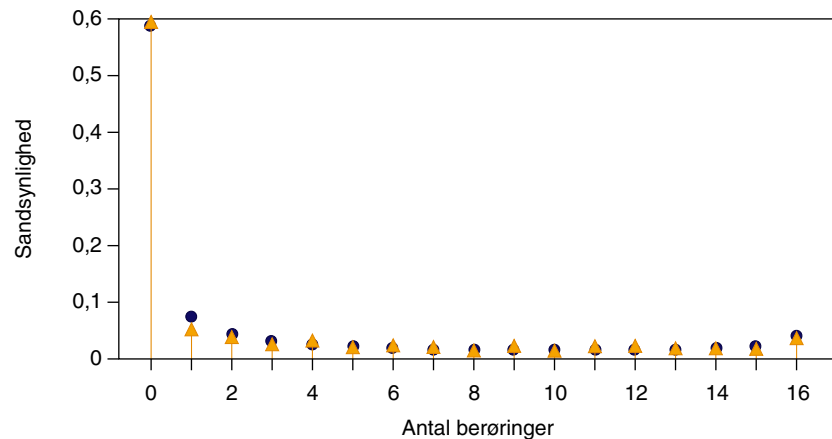
Figur 3.1 Pin-Point ramme som bruges i NOVAVA



3.2 Estimering af dækningsgrad

Ved beregningen af de enkelte arters dækning for de forskellige naturtyper estimeres den lokalt estimerede dækningsgrad q samt korrelationsparameter δ fra de stationer, hvor arten er fundet i et prøvefelt af den pågældende naturtype og det dermed med sikkerhed vides, at arten findes på stationen ved hjælp af ZIGBD-fordelingen (Boks 3.1). Da sandsynligheden for at finde en art på en station stiger med antallet af undersøgte prøvefelter, har vi valgt at vægte estimatet for sandsynligheden for at en art ikke er på en station med antallet af undersøgte prøvefelter. Sandsynlighedsparameteren p estimeres som forholdet mellem antallet af prøvefelter fra stationer, hvor arten ikke er fundet, og alle prøvefelter. Dette estimat af p er ikke et estimat for at arten ikke findes på en station, i det prøvetagningen i NOVANA er begrænset, men kan bruges til at finde det samlede estimat for dækningsgraden af arten både for de stationer, hvor arten vides at være med sikkerhed og for de stationer, hvor artens tilstedeværelse er ukendt.

ZIGBD-fordelingen er fleksibel og giver en udmærket beskrivelse af de observerede dækningsgrader. I Figur 3.2 er fittet vist for en enkelt art, bølget bunke i naturtypen tør klithede, men alle undersøgte arter fra alle klit-naturtyperne udviste et lignende godt fit. Maksimum likelihood-estimaterne samt diverse statistikker for alle de observerede arter er givet i et elektronisk supplement.



Figur 3.2 Dækningsgraden af bølget bunke på de prøvefelter af naturtypen tør klithede for de stationer, hvor bølget bunke er fundet. Røde trekanten: observeret dækningsgrad; blå cirkler: forventet fordeling af dækningsgraden i følge ZIGBD-fordelingen (Boks 3.1). Det ses, at fordelingen af de observerede data er beskrevet udmærket af ZIGBD-fordelingen med de to parametre $\hat{q} = 0,19$ og $\hat{\delta} = 0,60$. Bølget bunke er klumpet fordelt i de tørre klitheder (hypotesen $\delta = 0 : P < 0,001$). Der var 2301 prøvefelter i alt af naturtypen tør klithede, og de 2127 af dem fandtes på stationer, hvor bølget bunke var fundet mindst en gang i perioden 2004-2006, hvilket betyder at $\hat{p} = (2127 - 2301)/2301 = 0,08$. Givet disse estimater er det muligt at beregne den gennemsnitlige dækningsgrad til 0,17 med en varians på 0,09.

3.3 Diversitet

Det er ønskværdigt at kunne kvantificere den biologiske mangfoldighed i et simpelt mål, således at man umiddelbart kan sammenligne diversiteten af de forskellige naturtyper. Der er blevet foreslået mange forskellige metoder til at kvantificere den biologiske diversitet i et enkelt mål (Magurran 2004, Jost 2007). De forskellige mål sammenfatter forskellige aspekter af den biologiske mangfoldighed, og det er svært at give entydige anbefalinger af hvilken som er bedst. Her har vi valgt at koncentrere os om følgende diversitetsmål: antallet af arter, Shannon og Simpson diversitet målene samt at beskrive uligheden i dækningsgraden ved hjælp af Gini-koefficienten og Lorenz asymmetrikoefficienten.

De traditionelle diversitetsmål antallet af arter, samt Shannon og Simpson diversitet er relaterede ved følgende formel:

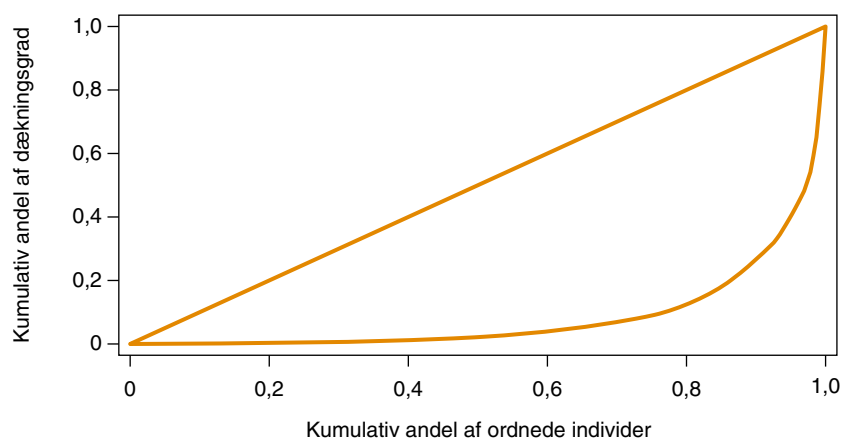
$${}^qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$$

hvor S er antallet af arter, p_i er den relative dækningsgrad af art i , og q beskriver ordenen af diversitetsmålet (Jost 2007); således at ved $q = 0$ måles antallet af indsamlede arter ($= S$), ved $q \rightarrow 1$ er udtrykket lig med Shannon diversitet ($\text{Exp}(H)$), og ved $q = 2$ er udtrykket lig med Simpson diversitet ($1/H$), og dermed ses at når ordenen af diversitetsmålet ($= q$) øges, så øges vægtningen af de dominerende arter i diversitetsmålet. Det vil sige, hvis ordenen er 0 så tæller alle arter lige meget, hvorimod hvis ordenen er 2 (Simpson-diversitet) så vægtes de dominerende arter relativt meget. Shannon-diversitet (ordenen 1) kan derfor opfattes som et di-

versitetsmål, som ligger mellem antallet af arter og Simpson-diversitet (Jost 2007).

Lorenz kurver er en beskrivelse af uligheden i populationer. Lorenz-kurven konstrueres i dette tilfælde ved at rangordne de forskellige arter efter dækningsgrad ud af x-aksen fra 0 til 1 og plotte den kumulative relative dækningsgrad op af y-aksen. Derved fremkommer der en kurve som starter i (0,0) og ender i (1,1). Hvis alle arter har samme dækningsgrad så vil Lorenz-kurven være en ret linie fra (0,0) til (1,1), men enhver ulighed i dækningsgraden af arterne vil resultere i en nedad krummet kurve, jo større ulighed jo mere krum er kurven (Figur 3.3). Lorenz-kurven kan sammenfattes ved to forskellige mål: Gini-koefficienten, som er et direkte mål for uligheden i populationen (= det dobbelte af arealet mellem kurven og den rette linie fra (0,0) til (1,1)), og Lorenz asymmetri-koefficienten (LAC), som måler asymmetrien af Lorenz-kurven og skal fortolkes på den måde, at $LAC < 1$ betyder at uligheden primært skyldes mange arter med lille dækning, og at $LAC > 1$ betyder at uligheden primært skyldes få arter med meget høj dækning. (Damgaard og Weiner 2000). Hvis $LAC = 1$ kan dækningen af arterne antages at være log-normal fordelt (Damgaard og Weiner 2000), hvilket af nogle økologer regnes for at være en indikation på et relativt uforstyrret økosystem (Halloy og Barratt 2007, McGill og al. 2007).

Figur 3.3 Lorenz kurve af arterne fra naturtypen grøn klit. Den rette linie er linien fra (0,0) til (1,1) som er tilfældet hvor alle arter har samme dækning.



Idet diversitetsmålene er skævt fordelt ved små indsamlingsstørrelser, vises diversitetsmålene kun for de fire hyppigst indsamlede naturtyper (Tabel 3.1). I fortolkningen af diversitetsmålene skal det bemærkes, at kun de højere planter konsekvent er bestemt til artsniveau, og diversiteten af fx mosser og laver er således ikke indregnet i diversitetsmålene. De mest diverse klitplantesamfund er, som forventet, grøn klit og næringsfattig klitlavning. Disse samfund har mange forskellige arter, hvoraf ingen er meget dominerende (høj Simpson). Den tørre klithede indeholder mange forskellige arter, men er domineret af hedelyng, revling og sand-star (lav Simpson og høj Gini). Den grå klit er den mest artsfattige klitnaturtype, men her skal det huskes, at diversitet af mosser og laver er underrepræsenteret. Uligheden i dækningsgraderne målt ved Gini-koefficienten var ikke forskellige for grå klit, grøn klit og næringsfattig klitlavning. Ingen af de undersøgte klit-samfund havde en LAC som var signifikant forskellig fra en, og artsfordelingen af samfundene kan dermed beskrives udmærket med den log-normalfordeling, hvilket igen tyder på at samfundene er relativt upåvirkede (Halloy og Barratt 2007).

I perioden 2004 - 2006 er pin-point-data blevet rapporteret per ramme; men fra og med 2007 vil pin-point-data blive rapporteret per pind, og dette vil give helt nye muligheder for at samle arter i forskellige grupper, fx græsser og dværgbuske. Muligheden for at gruppere data på tværs af taxa vil gøre det muligt at analysere ændringer i forskellige økologiske egenskaber, fx dækningen af en-årige arter, og vil være af stor betydning for at udvikle prognostiske værktøjer.

Tabel 3.1 Diversitetsmål for de fire hyppigst indsamlede naturtyper. 95% bootstrap konfidensinterval af målet er givet i parentes. Diversitetsmålene er beregnet for de samlede data fra alle prøvefelter for at karakterisere den globale diversitet i de forskellige naturtyper (γ - diversitet), samt for at minimere effekten af en begrænset prøvestørrelse.

Diversitetsmål	Grå klit	Grøn klit	Tør klithede	Næringsfattig klitlavning
# arter	117	391	224	249
Shannon	20,9 (15,9 – 27,9)	73,9 (55,9 – 107)	15,7 (11,9 – 24,8)	46,5 (37,9 – 63,0)
Simpson	13,2 (9,0 – 18,9)	31,7 (24,1 – 61,7)	8,7 (5,5 – 13,5)	23,3 (17,6 – 33,4)
Gini	0,87 (0,82 – 0,89)	0,83 (0,79 – 0,87)	0,94 (0,90 – 0,95)	0,84 (0,79 – 0,87)
LAC	0,98 (0,89 – 1,02)	0,98 (0,90 – 1,02)	0,97 (0,94 – 1,03)	0,99 (0,92 – 1,04)

4 Jordkemiske indikatorer

Den plantetilgængelige pulje af forskellige næringsstoffer bestemmes af et kompliceret samspil mellem jordbundskarakteristika (fx jordpartiklernes størrelse, højde af grundvandsspejl, mængden og arten af organisk materiale) og biologiske processer (fx antallet af leddyr, samt mikrobiel omsætning). Generelt vil en tilførsel af kvælstof, fx via atmosfærisk deposition, forårsage både forsuring og eutrofiering af økosystemer med betydelige effekter på såvel jordbund som flora og fauna. Typisk vil tilførsel af kvælstof på sigt bevirke et fald i jordbundens C/N-forhold og dermed indikere en øget mikrobiel omsætning og ligeledes en større nitrifikation (nitratdannelse). Kvælstoffets skæbne i jordbunden afhænger meget af jordbundens organiske materiale og desuden kan de tilstedeværende planter påvirke binding og frigivelse af næringsstoffer. Den forsurende effekt af kvælstof opstår når planter og mikroorganismer optager ammonium fra jorden, idet denne proces medfører frigivelse af brintioner, hvorved jordbunden forsures. En anden vigtig proces i jordbunden er den mikrobielle oxidation af ammonium til nitrat (nitrifikation), idet dannelsen af nitrat øger kvælstoffets mobilitet i jordbunden, hvorved det kan udvaskes. Omdannelsen af ammonium til nitrat medfører en forsuring af jordbunden på grund af frigivelsen af brintioner.

Eutrofiering og forsuring er overvejende jordbundsmedierede processer. Dette betyder, at der kan være en betydelig tidsforsinkelse mellem påvirkninger og effekter, idet systemet kan besidde en væsentlig bufferevne. Der kan gå årtier fra en forøgelse af tilførslen af kvælstof til de kemiske forandringer når et niveau, som ændrer konkurrenceforhold m.m. i plantesamfundet og igen en rum tid før en forandret vegetation vil kunne observeres. Omvendt kan der ved en reduceret belastning gå årtier til århundreder før den oprindelige tilstand er genoprettet. Bufferevnen vil variere kraftigt fra område til område afhængig af de givne fysiske-kemiske, fx jordbundens organiske indhold, idet kulstofindholdet har en stor affinitet for ioner og kan inkorporere en stor mængde næringsstoffer (Nielsen *et al.* 2000), biologiske forhold, samt områdets historie og eventuelle plejeforanstaltninger. I forhold til indlandshederne mangler klithedens morlag det nederste omsatte lag, hvilket gør, at sidstnævntes morlag i virkeligheden kun er et lag af dødt plantemateriale (førnslag). Det betyder at klithedens morlag ikke har så veludviklet en buffer til at akkumulere den atmosfæriske deposition. Figur 4.1 illustrerer virkemåderne for effekterne af kvælstof på vegetationen.

Som illustreret i Figur 4.1 kompliceres analysen af kvælstofeffekter på klittens vegetation af det faktum at mange processer vekselvirker med hinanden og opererer på forskellig tidsskala. I NOVANA-overvågningsprogrammet har man derfor valgt at anvende indikatorer, som måler kvælstofændringer på både kort og mellemlangt sigt. De målte indikatorer for kvælstofpåvirkningen er mængden af kvælstof i henholdsvis laver, mosser, og årsskud af revling og lyng, samt forholdet mellem kulstof og kvælstof i det øverste jordlag.

forhold er ikke et simpelt mål for mængden af plantetilgængeligt kvælstof og skal ses i sammenhæng med andre betydende faktorer såsom tilgængeligheden af vand, iltmætningen i jorden, pH, og jordbundstype.

4.1 Observationer af jordbundskemi i klitnaturtyper

Den grønne klit og næringsfattige klitlavninger har sammenligneligt C/N-forhold i jorden (Tabel 4.1). Det relativt lave C/N forhold hos begge disse klittyper afspejler, at der er en relativ god omsætning i jordbunden (dominans af urter og græsser), hvorimod det noget højere C/N hos den tørre klithede afspejler en dårlig omsætning af plantematerialet. C/N-forholdene for alle tre klittyper udviser en stor standardafvigelse, hvilket afspejler en stor inhomogenitet i mængden af det organiske lag der indgår i analysen.

Fosforindholdet i klitnaturtyperne er ubetydeligt, hvilket tyder på at arealerne ikke er blevet gødet (Tabel 4.1). Grønklitten repræsenterer den mindst udvaskede del af klittens naturtyper hvilket afspejles i den gennemsnitlige pH som er over 4,5 (Tabel 4.1), hvorimod der i klitheden sker en tørveopbygning af relativt surt organisk materiale som stammer fra en dominans af dværgbuske og gennemsnitlige pH er 3,8.

Tabel 4.1 Gennemsnit og standardafvigelse af de målte jordkemiske indikatorer. Kun naturtyper med mere end 20 observationer er medtaget i tabellen. Der er signifikante forskelle ($P < 0.05$) mellem de forskellige naturtyper for alle målte indikatorer undtagen N i mos.

Naturtype	C/N		P		pH		N i lav		N i mos		N i årsskud	
Grønklit	18,34	6,71	0,24	0,35	4,55	1,15	0,74	0,12	1,13	0,32	1,17	0,38
Gråklit	-	-	-	-	3,96	0,62	0,72	0,14	-	-	0,99	0,30
Tør klithede	25,46	6,28	0,33	0,53	3,75	0,73	0,75	0,14	1,21	0,42	1,11	0,39
Fugtig klithede	-	-	-	-	3,64	0,36	-	-	-	-	-	-
Næringsfattig klitlavning	18,98	5,75	0,10	0,34	4,42	1,10	-	-	-	-	-	-
Næringsrig klitlavning	-	-	-	-	5,18	0,66	-	-	-	-	-	-
Lave enebærklitter	-	-	-	-	3,77	0,68	-	-	-	-	-	-
Høje enebærklitter	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Kvælstofindholdet i lav og delvis ligeledes i mos er nogenlunde ens hos alle typer (Tabel 4.1), hvilket afspejler at disse variable primært er afhængige af kvælstofdepositionen. Kvælstofindholdet i årsskud af revling og lyng udviser samme tendens som for C/N-forholdet i jord.

Der var ikke klare korrelationer mellem de fleste af de målte jordkemiske indikatorer (Tabel 4.2). Kun den negative korrelation mellem C/N og pH er signifikant ($P < 0,001$), hvilket sikkert skyldes, at omsætningen af dødt organisk materiale i jorden er tæt forbundet med pH. Mekanismerne er komplekse og går typisk flere veje. Udvaskning leder til tab af næringsstoffer og pH-fald, og begge processer leder til langsommere nedbrydning og akkumulering af førne og humus/tørv. Herved stiger C/N-forholdet. Planterne indgår i disse feedback-mekanismer, idet nøjsomme plantearter tilpasset lav næringstilgængelighed producerer en svært omsættelig førne med højt C/N-forhold. Omvendt stimulerer en høj pH omsætningen og næringsstoftilgængeligheden og produktionen af mere let omsættelig førne.

Tabel 4.2 Pearson-korrelationsmatrice for de målte abiotiske indikatorer per prøvefelt. Kun korrelationskoefficienter med mere end 20 par observationer er vist. Prøvefelter for alle naturtyper.

	C/N	P	pH	N i lav	N i løv	N i mos
C/N	1	0,065	-0,413	-	-	-0,109
P	0,065	1	-0,83	-	-	-0,175
pH	-0,413	-0,83	1	0,008	-0,043	0,111
N i lav	-	-	0,008	1	-	-
N i løv	-	-	-0,043	-	1	-
N i mos	-0,109	-0,175	0,111	-	-	1

Selv om Danmark har en begrænset geografisk udstrækning er der alligevel signifikante klimatiske gradienter samt forskel i jordtype mellem de forskellige landsdele, som forventes at have betydning for klitnaturtypernes flora og fauna. Det er vigtigt at forstå effekterne af de klimatiske gradienter, da en sådan forståelse vil kunne bidrage til, at man kan forudsige eventuelle effekter af et ændret klima.

I NOVANA-overvågningsprogrammet er det muligt at indsamle baggrundsoplysninger for stationer og prøvefelter ved at sammenkøre NOVANA-databasen med andre naturdatabaser og modeller fx klima- og hydrologiske modeller. Det er forventet, at en sådan samkøring vil bidrage væsentligt til at forstå ovennævnte sammenhænge, men selv om arbejdet er igangsat, er denne samkøring desværre endnu ikke foretaget, og det er derfor begrænset hvilke geografiske gradient-analyser, som kan foretages på nuværende tidspunkt.

5 Udvikling af prognostiske modeller

I NOVANA-overvågningsprogrammet bliver der målt en række biotiske og abiotiske variable som indikatorer for økologiske processer, der forventes at have en betydelig effekt på udviklingen af forskellige naturtyper samt er relaterede til de vigtigste påvirkninger, fx eutrofiering, af naturlige økosystemer.

For at kunne knytte de målte indikatorer til naturtypernes udvikling og fx validere de opstillede kriterier for gunstig bevaringstilstand for de forskellige naturtyper (Søgaard *et al.*), er det nødvendigt at opstille kvantitative modeller for kausale sammenhænge mellem de vigtigste biotiske og abiotiske faktorer.

De anvendte kvantitative økologiske modeller og de forudsætninger som ligger til grund for modellerne, er derfor afgørende for at kunne udnytte de indsamlede data til at opstille prognoser for udviklingen af naturtyperne samt ved fastsættelse af kriterier for gunstig bevaringstilstand.

Dette kapitel er en kort introduktion til principperne bag empiriske økologiske modeller. Disse principper vil i de følgende kapitler blive konkretiseret i en beskrivelse af et udpluk af de modeller som er ved at blive udviklet for at beskrive udviklingen af terrestriske naturtyper ud fra de data som indsamles i NOVANA-overvågningsprogrammet.

5.1 Modeller for vegetationsændringer som respons på ændringer i miljøet

Forekomsten af plantearter i et givet område afhænger primært af det lokale abiotiske miljø samt regionens floristiske historie (Walter 1985, Silvertown 2004). Den specifikke artssammensætning i plantesamfundene i lokaliteter med sammenlignelige abiotiske miljøer kan variere på grund af regionale floristiske forskelle, som giver varierende muligheder for at kolonisere en lokalitet (Rees *et al.* 2001); men hvis det lokale abiotiske miljø har været stabilt i lang tid kan man antage at de arter som forekommer lokalt alle er tilpasset det lokale miljø. Hvis det abiotiske miljø forandres, vil der derimod opstå en uligevægt mellem de arter som forekommer lokalt og de regionale arter som nu kan invadere området og eventuelt udkonkurrere de lokale arter. Igennem tiden er der opsamlet mange erfaringer om hvordan plantesamfund i forskellige naturtyper vil respondere på forskellige ændringer af de direkte eller indirekte faktorer, som påvirker en given naturtype. De fleste af disse erfaringer er dog af en kvalitativ natur, som ikke direkte kan bruges i en kvantitativ prognose af de forventede langtidseffekter af forskellige påvirkninger.

En af mange komplicerende faktorer ved at lave prognoser for planteøkologiske processer er, at de typisk er reguleret af forskellige faktorer, som opererer på forskellig rumlig og tidslig skala (Tabel 5.1). Nogle regulerende faktorer opererer lokalt samt relativt hurtigt og deterministisk, fx konkurrence, mens andre, fx demografisk (eller tilfældig) uddøen, hovedsageligt opererer via regionale stokastiske processer på en variabel tidsskala (Rees *et al.* 2001).

Tabel 5.1 Klassifikation af planteøkologiske regulerende faktorer efter forudsigelighed og rumlig skala.

	Lokal skala	Regional skala
Deterministisk (hurtig tidsskala)	abiotisk miljø ressurser konkurrence	klima areal anvendelse
Stokastisk (variabel tidsskala)	herbivori frøspredning forstyrrelser kolonisering	demografisk uddøen migration

Generelt er den relative betydning af de forskellige regulerende processer ukendt (Claessen *et al.* 2005), og udviklingen af troværdige prognostiske modeller bliver yderligere kompliceret af, at de forskellige regulerende processer kan interagere.

I opbygningen af prognostiske modelværktøjer er det afgørende, hvordan man vælger at behandle de mange regulerende økologiske faktorer, dvs. valget af hvilke faktorer som bør behandles deterministisk, stokastisk eller helt kan ignoreres, og disse valg er afgørende for modellens kompleksitet (Clark 2005). Da meget komplicerede modeller vanskeligt kan testes, vil man i de fleste tilfælde oftest være henvist til at bruge empiriske modeller (i modsætning til mekanistiske modeller). Brugen af empiriske modeller vil desuden tillade en kvantificering af graden af usikkerhed baseret på økologiske data.

Der eksisterer forskellige modelværktøjer til at forudsige langtidseffekter af forskellige påvirkninger på sammensætningen af naturlige plantesamfund. For enkelte terrestriske naturtyper, fx heder hvor antallet af arter er begrænsede, eksisterer der mekanistiske og dynamiske modeller som beskriver den forventede ændring af plantesamfundet som et respons på en ændring i miljøet (e.g. Heil og Bobbink 1993, Terry *et al.* 2004); men for de fleste naturtyper eksisterer der ingen eller kun empiriske modelværktøjer.

I dag er de fleste prognostiske modelværktøjer af økologiske processer således baseret på empiriske og statiske modeller hvor man typisk anvender abiotiske variable som prediktorer (Kirkpatrick og Barton 1997, Boyce og McDonald 1999, Pearce og Ferrier 2000, Austin 2002, Damgaard 2006, Termansen *et al.* 2006). En fordel ved at bruge abiotiske prediktorvariable i statiske modeller er, at disse ofte er nemt tilgængelige og simple at måle; men økosystemer er karakteriseret ved deres dynamiske egenskaber, hvor forskellige arter interagerer med hinanden og de abiotiske miljøforhold i komplicerede netværk. De dynamiske egenskaber menes at have en afgørende betydning for økosystemets tilstand (fx Weiher *et al.* 1998, Silvertown *et al.* 1999, Gotelli og McCabe 2002). Statiske modeller kan derfor kun ses som et første skridt mod et prognostisk modelværktøj for en specifik økologisk proces. I de tilfælde hvor usikkerheden i forudsigelserne er utilladelig høj ved brug af udelukkende statiske modeller, fx hvis modellen har begrænset troværdighed eller ikke kan skelne mellem forskellige udfald med en hvis sikkerhed (Pearce og Ferrier 2000), så er det næste logiske skridt at inkludere de mest betydende dynamiske sammenhænge i modellen.

Hovedproblemet ved at inkludere de dynamiske økologiske processer i modellerne er ufuldstændig viden og et manglende datagrundlag, og

kun få relativt simple terrestriske økosystemer er tilstrækkeligt undersøgt til at man har kunnet beskrive de betydeligste dynamiske processer (Heil og Bobbink 1993, Terry *et al.* 2004).

5.2 Kvantificering af usikkerheder

Økosystemer er komplekse; og økologiske forudsigelser vil altid være behæftet med en vis usikkerhed. Det er kritisk for troværdigheden af de økologiske forudsigelser, at man har forsøgt at kvantificere denne usikkerhed. En sådan kvantificering starter med at klassificere de forskellige typer af usikkerhed:

- Statistisk usikkerhed; denne opstår, når der indsamles stikprøver fra en population af enheder. Det er den form for usikkerhed som videnskaben har kvantificeret i hundrede år. Statistisk usikkerhed kan reduceres ved at øge stikprøvestørrelsen.
- Usikkerhed med baggrund i reelle forskelle mellem enhederne i en population (Clark *et al.* 2004). Den kausale baggrund for disse forskelle, fx små genotype forskelle mellem individer eller forskelle i mikroklima, er oftest ukendt og forskellene må derfor behandles som tilfældig stokastisk variation, som genererer en vis usikkerhed.
- Strukturel usikkerhed; denne usikkerhed opstår pga. manglende viden om økosystemets funktion og dermed vanskeligheder ved at vælge den mest relevante model til at beskrive den økologiske proces (Walker *et al.* 2003, Wike 2003).

Når man har valgt en model eller en klasse af modeller, er det muligt at kvantificere, hvor stor en del af usikkerheden som skyldes stikprøvestørrelse, og hvor meget der skyldes reelle forskelle (Wike 2003, Clark *et al.* 2004, Clark 2005). Det er påvist, at sådan en opdeling i forskellige typer af usikkerheder kan have stor betydning for de økologiske forudsigelser (Cam *et al.* 2002, Clark 2005).

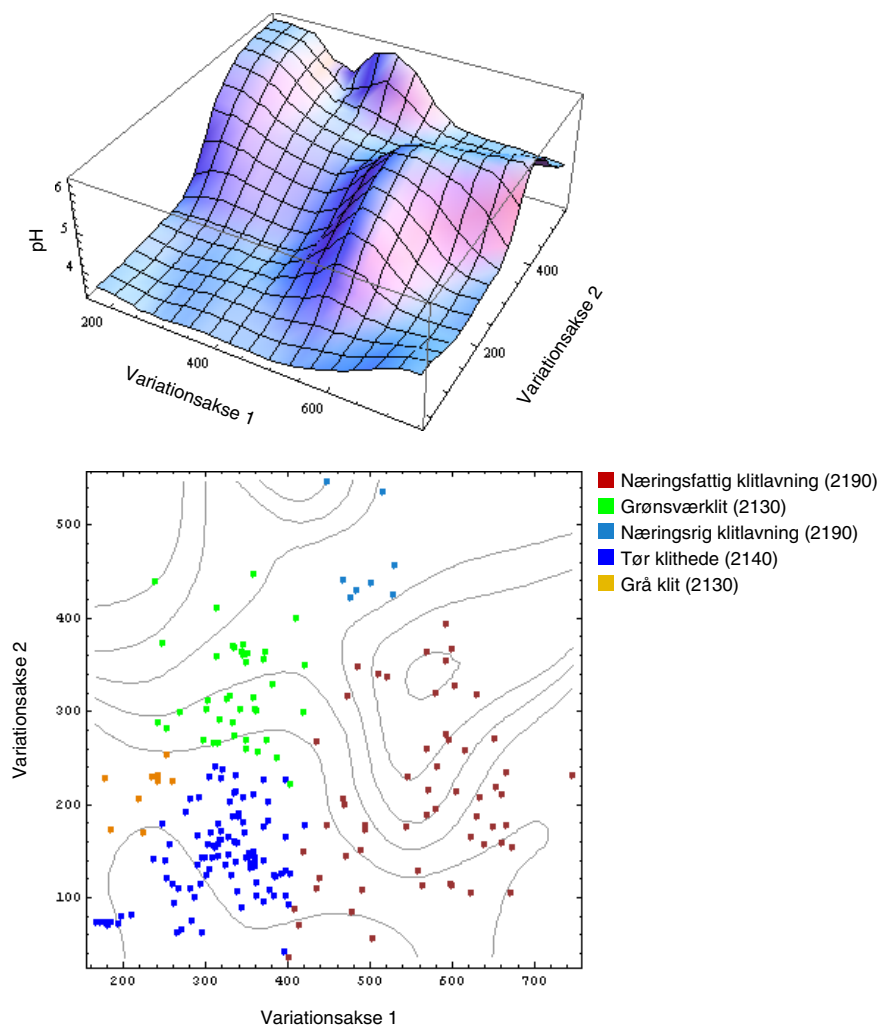
6 Vegetation og jordkemi

Der er tidligere blevet påvist en sammenhæng mellem kvælstoftilgængelighed og sammensætningen af plantesamfund (Grime 2001, Rickey og Anderson 2004, Stevens *et al.* 2004, Rowe *et al.* 2005, Søndergaard *et al.* 2005). Således ændres konkurrenceforholdet mellem plantearterne til fordel for næringselskende planter som store græsarter og høje bestandsdannende urter på bekostning af langsomt voksende rosetplanter og dværgbuske. Forholdet mellem mosser og laver påvirkes generelt til fordel for mosser (DeSmidt og van Ree 1991).

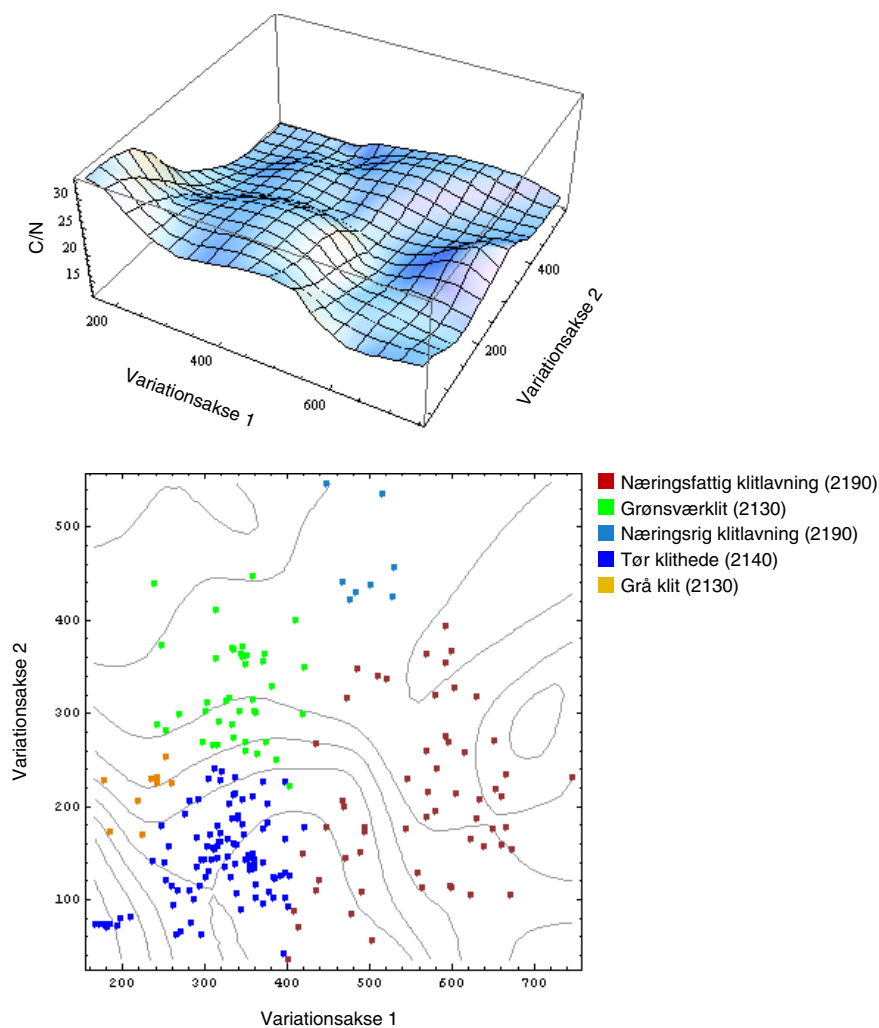
6.1 Fordelingen af klitnaturtyper i forhold til C/N og pH

For de danske klitter kan lignende sammenhænge sandsynliggøres ved at plotte de ovennævnte ordinationsakser (Kapitel 2) til de observerede jordkemiske variable i en tredimensional graf, hvor tredjeaksen er bestemt ved en vægtet gennemsnitsmodel ("moving average") af den jordkemiske variabel (Figur 6.1 og Figur 6.2).

Figur 6.1 Vægtet gennemsnitsmodel af den observerede pH i jorden i de forskellige prøvefelter, som er ordnet ved ordination efter de samme akser som i Figur 2.4, og med de samme farvekoder. De to figurer beskriver den samme model ved henholdsvis topografi og som højdekurver.



Figur 6.2 Vægtet gennemsnits-model af den observerede C/N i jorden i de forskellige prøvefelter, som er ordnet ved ordination efter de samme akser som i Figur 2.4, og med de samme farvekoder. De to figurer beskriver den samme model ved henholdsvis topografi og som højdekurver.



Det ses tydeligt, at 2. akse i ordinationsplottet er knyttet til både de værdier af pH og C/N som blev målt i jorden, hvilket er i overensstemmelse med analysen af prøvefelternes Ellenberg-værdier (Kapitel 2), men også at der er en del uforklaret variation. De viste sammenhænge mellem de forskellige klitnaturtyper og pH og C/N er i generel overensstemmelse med den generelle økologiske viden om forekomsten af de forskellige klitnaturtyper langs pH og C/N-gradienterne (se introduktionen og kapitel 2).

Idet de observerede sammenhænge mellem de forskellige klitnaturtyper og pH og C/N passer fint med de etablerede kausale hypoteser er disse hypoteser dermed yderligere sandsynliggjort; men det er vigtigt at huske, at det ikke kan udelukkes at den egentlige plantefordelende faktor er en eller flere korrelerede abiotiske variable, som ikke er målt.

Boks 6.1 Regressionsmodel for sammenhængen mellem vegetation og jordkemi

Eventuelle kausale sammenhænge kan endvidere sandsynliggøres ved at undersøge forekomsten af enkelte dominerende arter i en regressionsanalyse med de målte jordkemiske variable i de forskellige naturtyper. For overskuelighedens skyld er beskrivelsen af regressionsmodellen nedenfor forklaret for en fysisk-kemisk variabel, men modellen kan udvides til flere fysisk-kemiske variable og i denne rapport er både C/N og pH samtidigt brugt som forklarende variable.

Ved brug af ZIGBD-fordelingen (Boks 3.1) er det muligt at modellere effekten af den målte fysisk-kemiske variabel, her kaldet x , på dækningsgraden, dvs. effekten af påvirkningen på sandsynlighedsparametrene p og q . For nuværende antager vi, at den fysisk-kemiske variabel ikke har nogen effekt på korrelationsparameteren δ (men se Herben *et al.* 2000).

Som udgangspunkt har vi valgt at modellere effekten af påvirkningen på dækningsgraden med en sigmoid funktion, som returnerer værdier i intervallet mellem nul og en, og hvor evt. tærskelværdier af påvirkningen er parameteriseret (Damgaard 2006, submitted-a).

$$h(x; a, d, b, x_0) = \frac{(a - d)(1 + \exp(-b(x - x_0)))}{1 + \exp(b(x - x_0))} + d$$

$$x \geq 0, a \in [0, 1], d \in [0, 1], b \in [0, \infty]$$

hvor x_0 er infleksionspunktet, $h''(x_0) = 0$, og b er proportional med hældningen i vendetangenten i x_0 . Således er x_0 et mål for, hvornår den største ændring i responsen på påvirkningen forekommer og kan tolkes som *tærskelværdien* af påvirkningen. Funktionen, $h(x)$, har den egenskab at $h(0) = a$ og $h(\infty) = d$. Hvis $a > d$, så vil $h(x)$ være en aftagende funktion og hvis $a < d$, så vil $h(x)$ være en voksende funktion. Hvis $b = 0$ eller $a = d$, så er $h(x) = a$, hvilket kan tolkes som at der ikke er nogen effekt af den målte fysisk-kemiske variabel på dækningsgraden.

Først estimeres sandsynligheden for at arten ikke findes på en station som en funktion af den målte fysisk-kemiske variabel ved en indikator variabel for om arten findes i området:

$y_i \sim f_Y(y_i; h(x_i; a_p, d_p, b_p, x_{0p}))$, hvor i symboliserer stationer, f_Y symboliserer Bernoulli-fordelingen af Y , således at:

$$f_Y(y_i; p_i) = \begin{cases} p_i & y_i = 0 \\ (1 - p_i) & y_i > 0 \end{cases}$$

Effekten af den målte fysisk-kemiske variabel på sandsynligheden for at arten er i området testes ved at sammenligne $l_Y(\hat{a}_p, \hat{d}_p, \hat{b}_p, \hat{x}_{0p})$ med $l_Y(\tilde{a}_p, \tilde{d}_p, 1, 0)$ i en likelihood ratio test med to frihedsgrader. Hvis effekten af den fysisk-kemiske variabel er signifikant på et 5 % niveau, så sættes $\hat{p}_i = h(x_i; \hat{a}_p, \hat{d}_p, \hat{b}_p, \hat{x}_{0p})$ i modsat fald sættes $\hat{p}_i = h(x_i; h(\tilde{a}_p, \tilde{d}_p, 1, 0) = \tilde{a}_p)$. I næste skridt estimeres parametrene i binomialprocessen ved brug af ZIGBD-fordelingen og regressionsmodellen, således at $y_{ij} \sim f_Y(y_{ij}; n_{ij}, \hat{p}_i, h(x_{ij}; a_q, d_q, b_q, x_{0q}), \delta)$, hvor i symboliser stationer og j symboliser prøvefelter. Effekten af den målte fysisk-kemiske variabel på dækningsgraden testes analogt med den tidligere beskrevne test ved at sammenligne $l_Y(\hat{a}_q, \hat{d}_q, \hat{b}_q, \hat{x}_{0q}, \hat{\delta})$ med $l_Y(\tilde{a}_q, \tilde{d}_q, 1, 0, \tilde{\delta})$ i en likelihood ratio test med to frihedsgrader.

Udover at teste om den målte fysisk-kemiske variabel har en statistisk effekt på forekomsten af arten, er det relevant at undersøge ved hvilke værdier (tærskelværdier) fx dækningen af en bestemt planteart ændres hurtigst som et muligt respons på en ændring af den fysisk-kemiske variabel. Disse tærskelværdier er i regressionsmodellen estimeret ved henholdsvis x_{0p} og x_{0q} og det kan være relevant at sammenligne disse estimerede tærskelværdier med de opstillede kriterier for gunstig bevaringstilstand for de enkelte naturtyper.

6.2 Regression med pH og C/N af dækningen for udvalgte arter

Regressionsanalysen (boks X) blev foretaget på alle hyppige arter (her defineret som alle arter som fandtes i ti eller flere prøvefelter), men det er kun nogle få udvalgte analyser, som rapporteres. Det er vigtigt at understrege, at de viste sammenhænge er statistiske (dækningsgraden af en planteart har vist sig at være korreleret med jordkemisk variabel) og ikke nødvendigvis indikerer årsags-virkningssammenhænge.

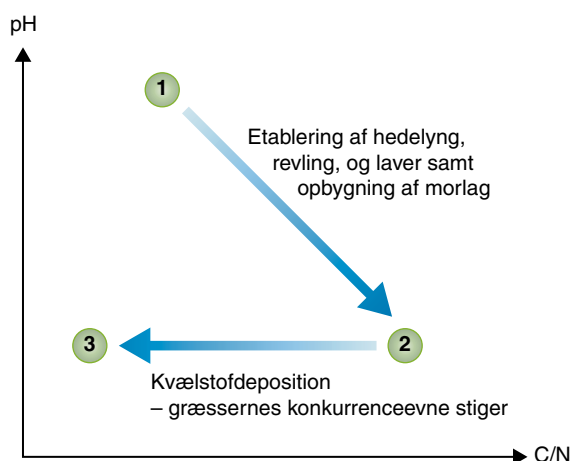
6.2.1 Hedelyng og laver på den tørre klithede

Arbejdshypotesen for vegetationsdynamikken i de tørre klitheder samt udviklingen af de jordbundskemiske variable pH og C/N er, at naturtypen typisk starter i den mest stabile og udvaskede del af den grå klit, hvor der er indvandret dværgbuske og laver (lichener) (stadie 1, Figur 6.3). Derefter sker der en forsat udvaskning og forsurende samtidig med at dværgbuske og lav etablerer sig yderligere (Willis 1989). Dværgbuskenes førne er svært nedbrydeligt ved det lave pH, og der opbygges et tydeligt morlag og dermed et højt C/N-forhold i jorden (stadie 2). Dette stadie (2) er den typiske klithede, som er domineret af dværgbuske og laver, relativt få græsser og med et morlag.

Denne typiske klithede, som antages at udgøre klimaksvegetationen for hedesuccessionen på flyvesand, er afhængig af næringsfattige betingelser. Ved en øget kvælstofdeposition øges græssernes konkurrenceevne

overfor dværgbuske og laver, og græsserne vil efterhånden kunne blive dominerende (Willis 1989, Johnsen og Søchting 1994). Som en konsekvens vil jordens C/N-forhold reduceres, både som en direkte konsekvens af depositionen, men også pga. den hurtigere nedbrydning af græssernes førne (stadie 3). Hastigheden af udvikling fra stadie 2 til stadie 3 forventes at afhænge af kvælstofdepositionens størrelse.

Figur 6.3 Skematisk figur af arbejdshypotesen for de tørre klitheders udviklingsstadier.



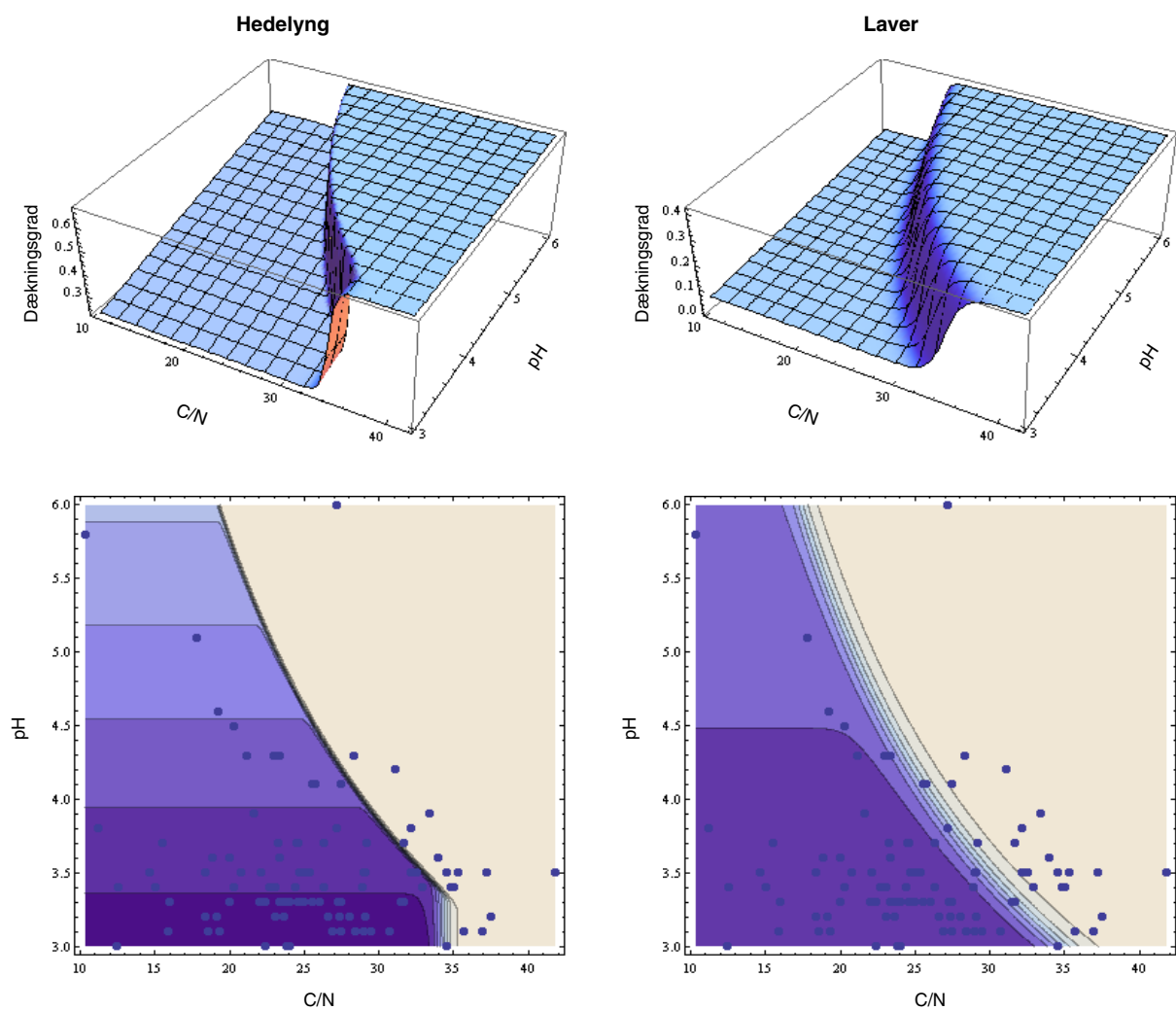
Denne arbejdshypotese er understøttet af de observerede jordkemiske variable samt regressionsanalyser i de prøvefelter som ud fra deres vegetation er klassificeret som værende tørre klitheder:

- De fleste af de tilknyttede pH og C/N-værdier ligger i et område som kan forklares med ovennævnte arbejdshypotese (se Figur 6.4).
- Dækningen af henholdsvis hedelyng og laver udviser nogenlunde samme og signifikante sammenhæng med den observerede pH og C/N i jorden (se Figur 6.4). Dækningen af hedelyng og laver er højest ved høj C/N og lav pH (svarende til stadie 2), og lavest ved lav pH og lav C/N.

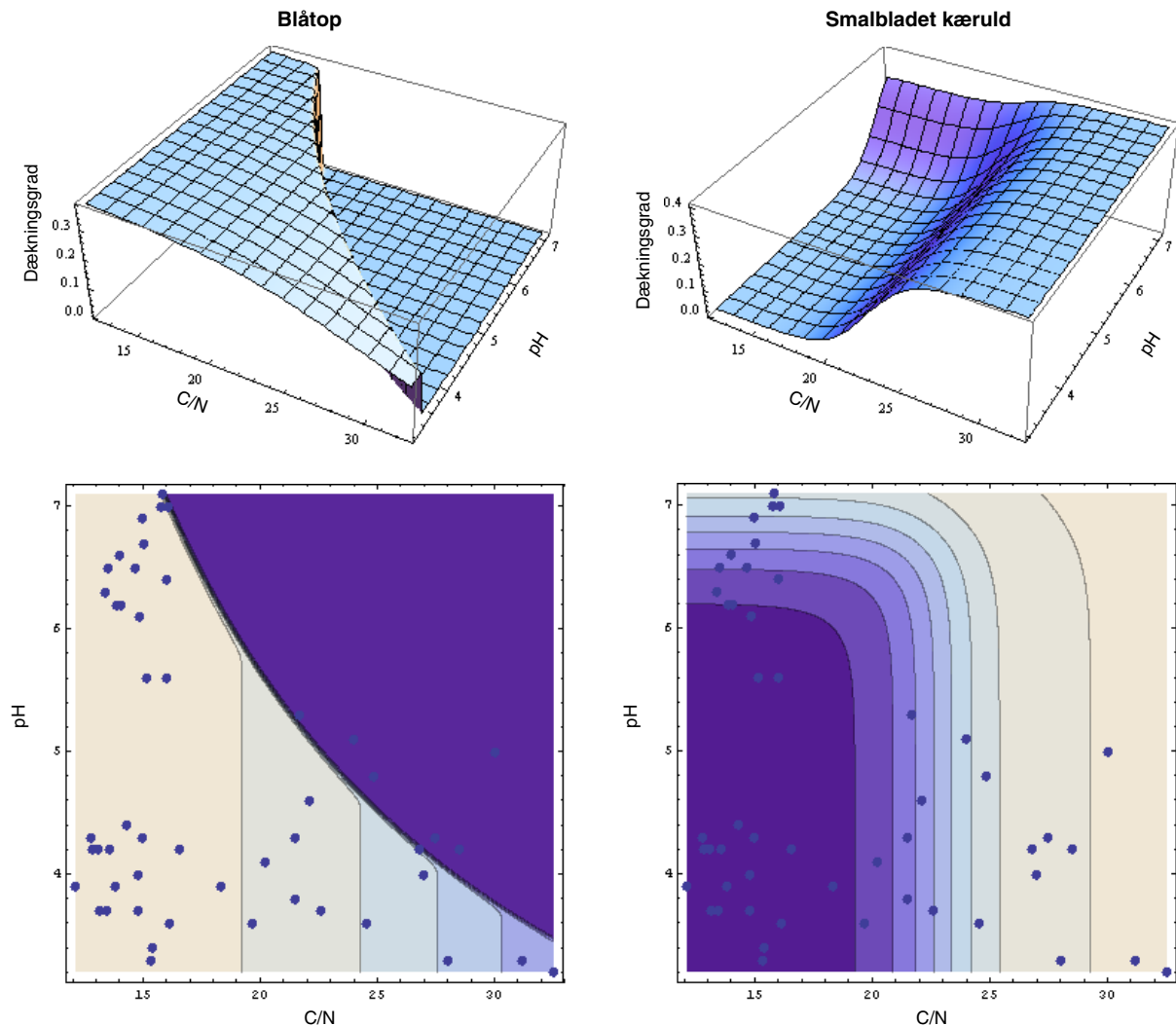
Det vil være relevant og nødvendigt at følge udviklingen i enkelte prøvefelter over tid efterhånden som data indsamles i NOVANA for at teste ovennævnte hypotese vedrørende de tørre klitheders udviklingsstadier.

I de næringsfattige klitlavninger var dækningsgraden af smalbladet kæruld signifikant påvirket af både pH og C/N, mens blåtop udviser et interessant, men ikke-signifikant mønster, som afviger fra de fleste andre arter, og som indikerer en kraftig interaktion mellem pH og C/N (Figur 6.5).

Den eneste art hvor der var en signifikant sammenhæng mellem den gennemsnitlige C/N og pH målt på stationen og sandsynligheden for at arten blev observeret i prøvefelterne var hirse-star i klitlavninger med præg af fattigkær på stationen. Hirse-star fandtes overvejende på stationer med lavt gennemsnitlig C/N.



Figur 6.4 Regressionsanalyse af dækningen af hedelyng og laver. I den øverste figur er overfladen af den mest sandsynlige dækning som funktion af C/N og pH afbilledet. I den nederste figur er den samme overflade vist som et konturplot hvor de tilknyttede pH og C/N-værdier vist. Bemærk at regressionen er mest troværdig i de områder hvor der er flest observerede prøvefelter. For dækningen af både hedelyng og laver var der en signifikant interaktion mellem pH og C/N. For hedelyng var den estimerede tærskelværdi for C/N signifikant højere end den anbefalede værdi på 30 (Søgaard *et al.* 2003), og for laver var der også en signifikant interaktion mellem tærskelværdierne for pH og C/N.

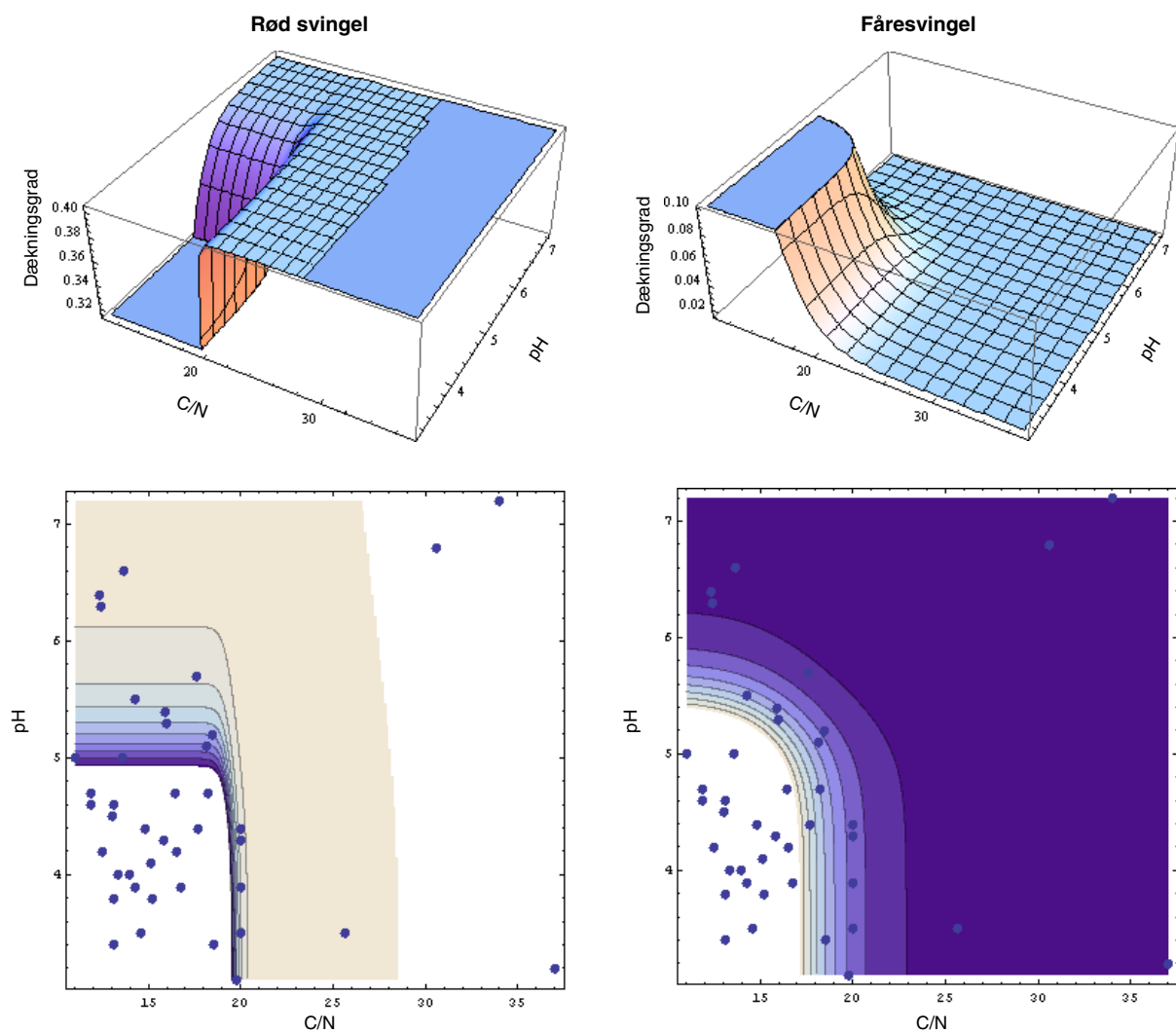


Figur 6.5 Regressionsanalyse af dækningen af blåtop og smalbladet kæruld i prøvefelter fra næringsfattige klitlavninger. I den øverste figur er overfladen af den mest sandsynlige dækning som funktion af C/N og pH afbilledet. I den nederste figur er den samme overflade vist som et konturplot hvor de tilknyttede pH og C/N-værdier vist. Bemærk at regressionen er mest troværdig i de områder hvor der er flest observerede prøvefelter.

6.2.2 Rød svingel og fåresvingel i grønklitten

I grønklitten udviser rød svingel og fåresvingel signifikante og komplementære mønstre for sammenhængen mellem dækning og de jordbundskemiske variable pH og C/N (Figur 6.6). Resultatet kan være en statistisk tilfældighed (hypoteser, som burde være accepteret, bliver forkastet med en sandsynlighed på 5 %), og for at kunne konkludere på resultatet er det nødvendigt at lave opfølgende manipulerede forsøg, fx konkurrenceforsøg eller transplanteringsforsøg, for at sandsynliggøre hypotesen om komplementære niches mellem rød svingel og fåresvingel.

Ovenstående analyse med rød svingel og fåresvingel er et eksempel på mulig hypotesegenererende økologisk forskning hvilket er et af de overordnede mål for NOVANA-overvågningsprogrammet.



Figur 6.6 Regressionsanalyse af dækningen af rød svingel og fåresvingel i prøvefelter fra grøn klit. I den øverste figur er overfladen af den mest sandsynlige dækning som funktion af C/N og pH afbilledet. I den nederste figur er den samme overflade vist som et konturplot hvor de tilknyttede pH og C/N-værdier vist. Bemærk at regressionen er mest troværdig i de områder hvor der er flest observerede prøvefelter.

7 Udvikling af indikatorer over tid

Et af hovedformålene med NOVANA er at dokumentere ændringer i de terrestriske naturtyper over tid, men idet der kun er indsamlet data fra tre år er det selvfølgelig begrænset hvilke udviklingstendenser, som kan påvises på nuværende tidspunkt. På den anden side kan det være relevant at analysere de indsamlede tidsserier allerede nu for at få en fornemmelse af den statistiske styrke ved den valgte indsamling i overvågningsprogrammet.

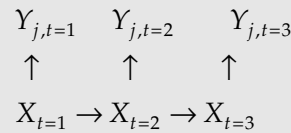
I en analyse af NOVANA data som tidsserier er det nødvendigt at tage hensyn til den hierarkiske indsamling, og det kan være relevant at undersøge eventuelle tendenser i tidsserier på stationsniveau i stedet for på niveau af det enkelte prøvefelt. Dette skyldes:

- at de enkelte prøvefelter er lokaliseret med GPS-nøjagtighed, og det således ikke er muligt at finde det præcise sted hvor et prøvefelt er udlagt; især i klitnaturtyperne, som typisk forekommer i mosaik i mellem hinanden, kan få meters afvigelse fra givne geografiske koordinater betyde at prøvefeltet tilhører en anden naturtype.
- at prøvefelter på den samme station er påvirket af de sammenlignelige niveauer af ydre påvirkninger, fx sammenlignelige niveauer af kvælstofdeposition, som vil give sig udtryk i en positiv korrelation i udviklingen af prøvefelter fra samme station.
- at prøvefeltets naturtype ikke er entydigt bestemt over tid, idet en tilstrækkelig stor ændring af prøvefeltets vegetation vil betyde at klassificeringen af prøvefeltets naturtype også vil ændre sig.

Udvalgte eksempler af de indsamlede tidsserier er blevet forsøgt analyseret ved brug af forskellige statistiske metoder, som alle gav mere eller mindre samstemmende resultat, men her vil kun beskrive en af de anvendte metoder, nemlig "state-space model" metoden (Clark 2005), som virker specielt relevant ved en tidsserieanalyse af data fra den hierarkiske indsamling som anvendes i NOVANA, blive beskrevet (Boks 7.1).

Boks 7.1 State-space model

I state-space modellen er det muligt at undersøge ændringer af en ukendt middelværdi, fx den gennemsnitlige pH på en station, ud fra stikprøver. Hvis den ukendte middelværdi for *hele* stationen til tiden t kaldes X_t og stikprøverne fra denne middelværdi kaldes $Y_{j,t}$ så kan state-space modellen illustreres ved følgende graf (Figur 7.1):



Figur 7.1 Skematisk repræsentation af state-space-modellen.

Hvis vi antager at den årlige ændring i den ukendte middelværdi er α og at den observerede varians er normalfordelt så har vi at:

$$X_t = \alpha + X_{t-1} + \varepsilon, \text{ hvor } \varepsilon \sim N(0, \sigma) \text{ og } Y_{j,t} = X_t + \zeta, \text{ hvor } \zeta \sim N(0, \eta)$$

Der er således to former for variation; variationen af α fra år til år som måles med σ , og en variation som består af måleusikkerhed i bestemmelsen af $Y_{i,t}$ samt den rumlige variation på stationen som måles med η .

Man kan også antage, at alle stationer fra samme primære naturtype har samme ændring, således at:

$$X_{i,t} = \alpha + X_{i,t-1} + \varepsilon, \text{ hvor } \varepsilon \sim N(0, \sigma) \text{ og } Y_{ij,t} = X_{i,t} + \zeta, \text{ hvor } \zeta \sim N(0, \eta)$$

hvor $X_{i,t}$ er den ukendte middelværdi for station i .

Modellen parametriseres ved hjælp af en numerisk Bayesiansk metode, hvor den fælles posterior-fordeling af de tre parametre, α, σ og ζ , samt alle de ukendte variable, $X_{i,t}$, estimeres ved Markov-kæde Monte-Carlo (Metropolis-Hastings) metoden (Carlin og Louis 1996), hvor prior fordelingerne for α samt de ukendte variable antages at være uniform fordelt, og prior-fordelerne for σ og ζ antages at være invers gamma-fordelt.

7.1 Ingen signifikant ændring af jordens pH

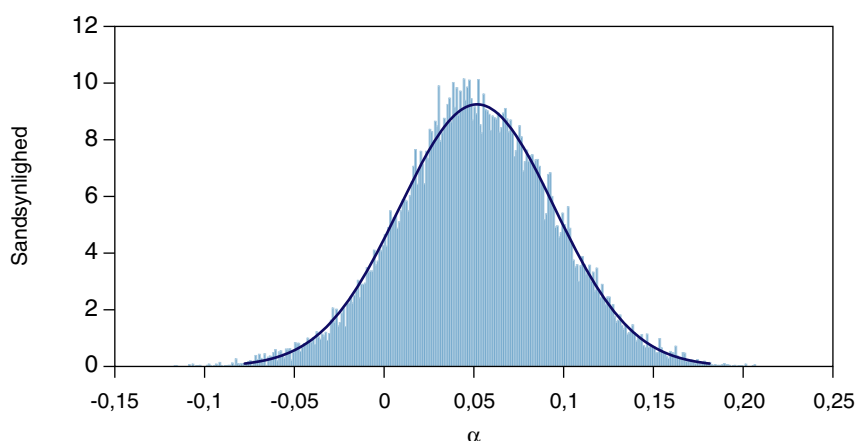
Jordens pH er den hyppigst målte abiotiske variable i klitnaturtyperne, så derfor valgte vi at prøve om man allerede på nuværende tidspunkt, efter kun tre års indsamling, kunne detektere en ændring i jordens pH på de intensive klitstationer.

Som forventet var der ingen signifikante årlige ændringer af jordens pH, hvis data blev analyseret i en state-space model (Boks 7.1). Parameteren α , som beskriver den årlige ændring af pH, var ikke signifikant forskellig fra 0, og denne konklusion var uafhængighed af, om klitstationerne blev

analyseret enkeltvis, om det blev antaget at alle klitstationer, som var udpeget for en given klitnaturtype havde den samme ændring, eller hvis det blev antaget at alle stationer med klitnaturtyper havde gennemgået en lignende ændring i pH (Figur 7.2).

Hvis det antages, at alle stationer med klitnaturtyper har gennemgået en lignende ændring i pH, viser de foreløbige pH data, at det er mere sandsynligt, at pH er stigende end faldende (Figur 7.2), hvilket er i modstrid med vores *a priori* forventning om den generelle udvikling af pH i naturlige økosystemer (Blake *et al.*, 1999)

Figur 7.2 Histogram af den marginale posterior fordeling af den estimerede årlige ændring af pH, hvis det blev antaget at alle stationer med klitnaturtyper havde gennemgået en lignende ændring i pH. Den estimerede årlige ændring, α , er ikke signifikant forskellig fra nul (95% credibility interval: (-0.034, 0.137)), men ud fra de indsamlede NOVANA-data er det mere sandsynligt at pH er stigende ($\alpha > 0$: $P = 0.89$) end faldende.



Ovenstående skal ses som et foreløbigt bud på en analyse af de tidsserier af økologiske variable som vi får adgang til i NOVANA-overvågningsprogrammet, og det er ikke sikkert at alle variable kan analyseres efter en lignende model.

8 Konklusion

Vi har vist at en floristisk klassifikationsmodel med rimelig sikkerhed kan adskille grå- og grønsværsklitter, klitheder og klitlavninger, når de fulde artslistes med dækningsgrader er tilgængelige. Modsat har det ikke været muligt at adskille enebærklitter fra de øvrige klittyper, alene ud fra vegetationens sammensætning. Det har ikke været muligt at udpege arter, der i felten kan fungere som entydige indikatorer for alle klitnaturtyper, da disse har en relativt stor fælles artspulje. Feltnøgler til bestemmelse af kystklitternes habitattyper bør derfor opbygges som hybridnøgler, hvori geomorfologi og vegetationsstruktur indgår sammen med vegetationens sammensætning og hyppighedsfordeling af arter.

Analyser af sammenhængen mellem de forskellige klitnaturtypers vegetation og jordkemiske variable viste tydeligt, at der er en betydelig interaktion mellem de abiotiske og biotiske komponenter i klitnaturtyperne. Det viste sig endvidere, at det er frugtbart at måle og analysere både biotiske og abiotiske faktorer, hvis man vil forstå dynamikken i de undersøgte klitnaturtyper.

For at trække den mest relevante information ud af de økologiske data som bliver indsamlet i NOVANA-overvågningsprogrammet er det essentielt at udvikle analysemetoder, som er udviklet specielt med henblik på det komplicerede hierarkiske indsamlingsdesign: naturtyper, stationer, prøvefelter, som er anvendt.

De metoder som præsenteres i denne rapport vil med tiden udvikles og forbedres efterhånden som flere analyser bliver lavet, ny viden indsamles, og nye spørgsmål bliver stillet.

Generelt har rapporten styrket det faglige grundlag for at fastsætte og/eller validere kriterier for gunstig bevaringstilstand af de forskellige naturtyper.

9 Referencer

Anon. (2003): Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR25. European Commission, DG Environment, Nature and Biodiversity, Bruxelles.

Austin, M. P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. - *Ecological Modelling* 157:101-118.

Berendse, F., Lammerts, E. J. & Olff, H. (1998): Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. - *Plant Ecology* 137:71-78.

Blake, L. Goulding, K.W.T., Mott, C.J.B. & Johnston, A.E. (1999): Changes in soil chemistry accompanying acidification over more than 100 years under woodland and grass at Rothamsted Experimental Station, UK. - *European Journal of Soil Science* 50: 401-412.

Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J. G. M. (1998): The effects of airborne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. - *Journal of Ecology* 86:717-738.

Boyce, M. S. & McDonald, L. L. (1999): Relating populations to habitats using resource selection functions. - *Trends in Ecology and Evolution* 14:268-272.

Cam, E., Link, W. A., Cooch, E. G., Monnat, J.-Y. & Danchin, E. (2002): Individual covariation in life-history traits: seeing the trees despite the forest. - *American Naturalist* 159:96-105.

Carlin, B. P. & Louis, T. A. (1996): Bayes and empirical Bayes methods for data analysis. Chapman & Hall, London.

Claessen, D., Gilligan, C. A. & van den Bosch, F. (2005): Which traits promote persistance of feral GM crops? Part 2: implications of meta-population structure. - *Oikos* 110:20-29.

Clark, J. S. (2005): Why environmental scientist are becoming Bayesians. - *Ecology Letters* 8:2-14.

Clark, J. S., LaDeau, S. & Ibanez, I. (2004): Fecundity of trees and the colonization-competition hypothesis. - *Ecological Monographs* 74:415-442.

Damgaard, C. (2006): Modelling ecological absence-presence data along an environmental gradient: threshold levels of the environment. - *Environmental and Ecological Statistics* 13:229-236.

Damgaard, C. (submitted-a): Modelling pin-point plant cover data along an environmental gradient.

- Damgaard, C. (submitted-b): On the distribution of plant abundance data.
- Damgaard, C. & Weiner, J. (2000): Describing inequality in plant size or fecundity. - *Ecology* 81:1139-1142.
- DeSmidt, J. T. & van Ree, P. (1991): The decrease of bryophytes and lichens in Dutch heathlands since 1975. - *Acto Botanica Neerlandica* 40:379.
- Devillers, P., Devillers-Terschuren, J. & Ledant, J.-P. (1991): CORINE Bio-topes Manual Habitats of the European community Data Specifications - Part 2. Commission of the European Communities, Luxembourg.
- Doody, J. P. (1994): The coastal dunes of Europe. Pages 86-105 *in* Danish dunes - monitoring, management and reseach. Ministry of the Environ-ment, National Forest and Nature Agency, Copenhagen.
- Dufrene, M. & Legendre, P. (1997): Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. - *Ecological Monograph* 67:345-366.
- Ejrnæs, R. & Bruun, H. H. (2000): Gradient analysis of dry grassland vegetation in Denmark. - *Journal of Vegetation Science* 11:573-584.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta. Geobot* 18:1-258.
- Fredshavn, J. (2004): Teknisk anvisning til kortlægning af terrestriske nat-urtyper. TA N3-1.01. . Danmarks Mijøundersøgelser.
- Gotelli, N. & McCabe, D. J. (2002): Species co-occurrence: a meta-analysis of J. M. Diamonds's assembly rules model. - *Ecology* 83:2091-2096.
- Greven, H. C. (1992): Changes in the moss flora of the Netherlands. - *Bio-logical Conservation* 59:133-137.
- Grime, P. (2001): *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*, 2nd edition. Wiley.
- Hall, D. B. (2000): Zero-inflated Poisson and binomial regression with random effects: A case study. - *Biometrics* 56:1030-1039.
- Halloy, S. R. P. & Barratt, B. I. P. (2007): Patterns of abundance and mor-phology as indicators of ecosystem status: A meta-analysis. - *Ecological Complexity* 4:128-147.
- Heil, G. W. & Bobbink, R. (1993): "Calluna", a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heath-lands. - *Ecological Modelling* 68:161-182.
- Herben, T., During, H. J. & Law, R. (2000): Statio-temporal patterns in grassland communities. Pages 48-64 *in* U. Dieckmann, R. Law, and J. A.

- J. Metz, editors. The geometry of ecological interactions: Simplifying spatial complexity. Cambridge University Press, Cambridge.
- Johnsen, I. & Søbchting, U. (1994): Likheder - dynamik og sårbarhed - chen dominated heathland - dynamics and vulnerability. Pages 55-61 *in* Danske klitter - overvågning, forvaltning og forskning. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen København.
- Jost, L. (2007): Partitioning diversity into independent alpha and beta components. - *Ecology* 88:2427-2439.
- Kent, A. & Coker, P. (1992): Vegetation description and analysis - A practical approach. John Wiley & Sons, New York.
- Ketner-Oostra, R. & Sykora, K. V. (2004): Decline of lichen-diversity in calcium-poor coastal dune vegetation since the 1970s, related to grass and moss encroachment. - *Phytocoenologia* 34:521-549.
- Kirkpatrick, M. & Barton, N. H. (1997): Evolution of species range. - *American Naturalist* 150:1-23.
- Magurran, A. E. (2004): Measuring biological diversity Blackwell, Malden, MA, USA.
- McCune, B. & Mefford, M. J. (1999): PC-ORD for Windows (4.01). Multivariate Analysis of Ecological Data. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McGill, B. J. & al., e. (2007): Species abundance distributions: moving beyond single prediction theories to integration within an ecological framework. - *Ecology Letters* 10:995-1015.
- Nielsen, K. E., Hansen, B., Ladekarl, U. L. & Nørnberg, P. (2000): Effects of N-Deposition on Ion Trapping by B-Horizons of Danish Heathlands - *Plant and Soil* 223:265-276.
- Pearce, J. & Ferrier, S. (2000): Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. - *Ecological Modelling* 133:225-245.
- Petersen, M. & Vestergaard, P. (2006): Vegetationsøkologi. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Forlag A/S, Copenhagen.
- Pitcairn, C., Fowler, D., Leith, I., Sheppard, L., Tang, S., Sutton, M. & Famulari, D. (2006): Diagnostic indicators of elevated nitrogen deposition. - *Environmental Pollution* 144:941-950.
- Pitcairn, C. E. R., Leith, I. D., Sheppard, L. J., Sutton, M. A., Fowler, D., Munro, R. C., Tang, S. & Wilson, D. (1998): The relationship between nitrogen deposition, species composition and foliar nitrogen concentrations in woodland flora in the vicinity of livestock farms. *Environmental Pollution* 102:41-48.

- Qu, Y., Greene, T. & Piedmonte, M. R. (1993): Symmetric Bernoulli distributions and generalised binomial distributions. - *Biometrical Journal* 35:523-533.
- Rees, M., Condit, R., Crawley, M., Pacala, S. & Tilman, D. (2001): Long-term studies of vegetation dynamics. - *Science* 293:650-655.
- Rickey, M. A. & Anderson, R. C. (2004): Effects of nitrogen addition on the invasive grass *Phragmites australis* and a native competitor *Spartina pectinata*. - *Journal of Applied Ecology* 41:888-896.
- Rowe, E. C., Moldan, F., Emmett, B. A., Evans, C. D. & Hellsten, S. (2005): Model chains for assessing impacts of nitrogen on soils, waters and biodiversity: a review. DEFRA, DEFRA.
- Silvertown, J. (2004): Plant coexistence and the niche. - *Trends in Ecology and Evolution* 19:605-611.
- Silvertown, J., Dodd, M. E., Gowing, D. J. G. & Mountford, J. O. (1999): Hydrologically defined niches reveal a basis for species richness in plant communities. - *Nature* 400:61-63.
- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O. & Gowing, D. J. (2004): Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. - *Science* 303:1876-1881.
- Söchting, U. & Johnsen, I. (1990): Overvågning af danske likéheder. - *Urt* 14:4-9.
- Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K. E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baattrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Møller, P. F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R. M., Fredshavn, J. R., Aude, E. & Nygaard, B. (2003): Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. 2. udg. - Faglig rapport fra DMU 457. Danmarks Miljøundersøgelser.
- Søndergaard, S., Petersen, L. B. & Damgaard, C. (2005): Predicting the outcome of competition along a nitrogen gradient - a case study with *Erodium cicutarium* and *Geranium pusillum*. - *Journal of Plant Interactions* 1:115-121.
- Termansen, M., McClean, C. J. & Preston, C. D. (2006): The use of genetic algorithms and Bayesian classification to model species distribution - *Ecological Modelling* 192:410-424.
- Terry, A. C., Ashmore, M. R., Power, S. A., Allchin, E. A. & Heil, G. W. (2004): Modelling the impacts of atmospheric nitrogen deposition on *Calluna*-dominated ecosystems in the UK. - *Journal of Applied Ecology* 41:897-909.
- Veer, M. A. C. & Kooijman, A. M. (1997): Nitrogen availability in relation to vegetation changes resulting from grass-encroachment in Dutch dry dunes. - *Plant and Soil* 192:119-128.

Walker, W. E., Harremoës, P., Rotmans, J., van der Sluijs, J. P., van Asselt, M. B. A., Janssen, P. & Kreyer von Kraus, M. P. (2003): Defining uncertainty, a conceptual basis for uncertainty management in model-based decision support. - *Integrated Assessment* 4:5-17.

Walter, H. (1985): *Vegetation of the earth*, 3rd edition. Springer, Berlin.

Warming, E. (1909): *Dansk Plantevækst. 2. Klitterne*. Gyldendalske Boghandel, Nordisk Boghandel, København og Kristiania.

Weiher, E., Clarke, G. D. P. & Keddy, P. A. (1998): Community assembly rules, morphological dispersion, and the coexistence of plant species. - *Oikos* 81:309-322.

Wikle, C. K. (2003): Hierarchical Bayesian models for predicting the spread of ecological processes. - *Ecology* 84:1382-1394.

Willis, A. J. (1989): Coastal sand dunes as biological systems. - *Proceedings of the Royal Society of Edinburgh* 96B:17-36.

Appendiks: Indikatorarter

Oversigt over indikatorarter for de otte klitvarianter (se kapitel 2). For hver art er den maksimale indikatorværdi angivet (IV). Indikatorværdier over 25 er fremhævet med fed. Indikatorværdiernes statistiske signifikans er testet ved en Monte Carlo-test med 1000 permutationer og kun signifikante indikatorarter er listet (** = < 0,001, * = < 0,01, * = < 0,05). For hver naturtype er arternes specificitet (S = klitvariantens andel af det samlede antal registreringer af arten), konstans (K = andelen af klitvariantens prøvefelter hvori arten er registreret) og dækningsgrad (D = den gennemsnitlige dækningsgrad af arten i klitvariantens prøvefelter) angivet. I en sidste kolonne er arternes konstans i hele datasættet angivet. Arter, der er registreret i mere end 25 % af de 5426 prøvefelter er fremhævet med fed og konstansværdier over 50 % er tillige understreget.

Art	IV	Lav enebærklit			Høj enebærklit			Grønsværklit			Grå klit			Tør klithede			Fugtig klithede			Næringsfattig klitlavning			Næringsrig klitlavning			Σ K
		S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	
Revling	32 (***)	36	90	45,4				3	29	6,5	3	66	2	34	86	43,5	21	90	27,3	3	47	3,7	< 1	3	< 0,1	66
Ene	78 (***)	94	83	64,6	< 1	27	0,2	1	12	1,0	< 1	20	< 0,1	2	17	1,4	2	4	1,3	1	9	0,9	< 1	4	< 0,1	16
Klit-rose	40 (***)	84	48	5,6				3	4	0,3	< 1	2	< 0,1	3	6	0,2	7	3	0,5	2	2	0,2	< 1	1	< 0,1	5
Vorte-birk	9 (**)	52	18	1,1	7	23	0,1	7	3	0,3	< 1	1	< 0,1	5	6	0,1	1	4	< 0,1	23	16	0,5	4	6	< 0,1	6
Alm. eg	42 (***)	1	10	< 0,1	72	58	4,8	12	8	1,5	2	3	< 0,1	2	6	0,1	< 1	2	< 0,1	10	10	0,7	< 1	2	< 0,1	6
Alm. gedeblad	47 (***)	1	2	< 0,1	87	54	8,6	5	5	0,8	< 1	2	< 0,1	1	4	< 0,1	< 1	2	< 0,1	2	2	0,2	5	5	< 0,1	4
Stor fladstjerne	42 (***)				100	42	19,3	< 1	< 1	< 0,1	< 1	< 1	< 0,1	< 1	< 1	< 0,1									< 1	
Blåbær	42 (***)				100	42	14,8	< 1	< 1	< 0,1	< 1	< 1	< 0,1	< 1	< 1	< 0,1	< 1	1	< 0,1						< 1	
Alm. røn	26 (***)	2	5	< 0,1	69	38	0,9	17	5	0,4	2	3	< 0,1	3	3	< 0,1	< 1	1	< 0,1	8	2	0,1	< 1	1	< 0,1	3
Tørst	16 (***)	1	4	< 0,1	59	27	1,1	< 1	1	< 0,1	< 1	< 1	< 0,1	1	1	< 0,1	< 1	1	< 0,1	1	1	< 0,1	37	5	1	1
Bøg	27 (***)				99	27	0,2	< 1	< 1	< 0,1				< 1	< 1	< 0,1									< 1	
Sand-star	30 (***)	4	80	3,0	12	35	9,0	37	82	53,5	17	82	7	21	87	15,5	6	67	4,8	3	32	2,1	< 1	12	< 0,1	75
Rød svingel	38 (***)	1	8	0,3	1	19	0,3	64	59	45,8	2	15	0,3	2	20	0,8	1	15	0,2	5	14	1,9	25	42	10	23
Alm. hvene	37 (***)	< 1	7	< 0,1	3	19	0,6	67	54	27,8	6	20	0,7	4	19	0,9	1	19	0,3	5	13	1,0	13	26	3	23
Gul snerre	46 (***)	2	19	0,1	1	12	< 0,1	89	52	13,1	3	8	0,1	3	14	0,2	< 1	2	< 0,1	1	3	0,1	2	9	< 0,1	16
Alm. kongepen	27 (***)	1	12	< 0,1	3	35	0,2	55	50	6,5	26	47	0,9	8	34	0,5	1	8	< 0,1	4	9	0,2	1	8	< 0,1	34
Håret høgeurt	29 (***)	< 1	4	< 0,1	8	23	0,6	70	41	9,4	13	20	0,5	5	17	0,4	< 1	1	< 0,1	3	3	0,2	< 1	3	< 0,1	18
Bæger- og rensdyrlav	49 (***)	1	32	0,8	3	19	1,5	8	41	8,2	57	86	17	25	63	13,7	5	53	2,8	< 1	15	0,2	< 1	3	< 0,1	57
Sand-hjælme	39 (***)	3	36	0,9	3	23	0,8	27	44	16,0	49	79	9	18	54	5,8	< 1	15	< 0,1	1	8	0,2	< 1	2	< 0,1	50
Sandskæg	56 (***)	1	15	0,1	< 1	8	< 0,1	13	19	4,3	81	69	7	4	27	0,6	< 1	1	< 0,1	1	6	0,1				31
Alm. kløvtand	44 (***)	1	10	< 0,1	1	23	0,1	21	31	4,6	65	67	4	11	26	1,3	< 1	4	< 0,1	1	4	0,1	< 1	2	< 0,1	32

Art	IV	Lav enebærklit			Høj enebærklit			Grønsværklit			Grå klit			Tør klithede			Fugtig klithede			Næringsfattig klitlavning			Næringsrig klitlavning			Σ K
		S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	S	K	D	
Bølget bunke	18 (***)	1	31	1,1	26	69	24	18	45	31,4	27	54	14	21	63	19,8	3	30	3,0	3	19	2,7	< 1	5	< 0,1	<u>50</u>
Blåmunke	21 (**)	2	10	< 0,1	9	8	0,3	38	22	2,1	41	51	0,7	8	24	0,2	< 1	1	< 0,1	1	2	< 0,1	< 1	1	< 0,1	26
Lav (alle arter)	27 (***)	2	4	0,3	< 1	4	< 0,1	1	4	0,2	67	40	7	29	19	5,5	1	9	0,3	1	2	0,2	< 1	2	< 0,1	19
Stjerne-bredribbe	30 (***)	< 1	4	< 0,1				10	4	1,0	85	36	3	4	10	0,2	1	5	< 0,1	0	2	< 0,1				14
Hedelyng	32 (***)	20	80	13,7	< 1	19	0,1	7	37	8,8	6	54	2	39	82	27,1	24	83	16,8	4	45	2,6	< 1	8	< 0,1	<u>63</u>
Alm. engelsød	14 (**)	24	56	1,5				19	22	2,2	23	43	1	34	43	2,1	< 1	4	< 0,1	0	2	< 0,1				33
Mose-bølle	77 (***)	< 1	12	< 0,1				0	3	0,3	< 1	2	< 0,1	4	21	2,2	83	93	46,9	13	47	7,3	< 1	2	< 0,1	19
Klokkelyng	65 (***)	3	14	1,1				0	3	< 0,1	< 1	1	< 0,1	3	18	1,1	74	88	28,0	21	49	7,9	< 1	1	< 0,1	18
Bladmos	19 (***)	6	69	8,2	5	73	8,0	23	66	67	3	27	66	22	71	32,0	24	79	34,7	11	53	15,4	6	41	9	<u>57</u>
Bjerg-fyr	16 (**)	2	4	< 0,1				1	2	< 0,1	13	11	2	27	12	0,3	43	37	0,4	14	12	0,1	1	1	< 0,1	11
Tranebær	10 (***)													1	1	< 0,1	51	20	1,5	48	10	1,4				2
Gråris	28 (***)	3	33	0,8	3	8	0,7	7	15	3,7	1	17	< 0,1	8	31	2,4	36	74	10,6	42	68	12,3	1	13	< 0,1	31
Alm, star	37 (***)	1	10	0,5	< 1	4	< 0,1	1	6	0,9				1	6	0,4	36	61	14,4	56	67	22,2	5	23	2	15
Blåtop	45 (***)	< 1	5	< 0,1	< 1	4	< 0,1	2	5	0,8	< 1	1	< 0,1	1	7	0,3	11	30	2,8	86	52	22,2	< 1	2	< 0,1	12
Smalbladet kæruld	33 (***)	12	11	1,8				< 1	< 1	< 0,1				< 1	2	< 0,1	21	34	3,3	67	49	10,3	< 1	1	< 0,1	9
Tørvemosslægten	36 (***)	1	5	0,1				< 1	< 1	< 0,1				< 1	1	< 0,1	2	13	0,3	97	38	13,3	< 1	5	< 0,1	6
Hirse-star	30 (***)	< 1	2	< 0,1				3	2	0,4	< 1	< 1	< 0,1	1	3	< 0,1	13	22	0,9	83	37	6,0	< 1	2	< 0,1	7
Tagrør	66 (***)	1	6	0,3	5	4	1,2	2	8	0,9	< 1	1	< 0,1	< 1	3	< 0,1	< 1	7	< 0,1	13	26	3,1	79	84	21	8
Sværtelvæld	64 (***)	< 1	< 1		< 1	4	< 0,1	< 1	1	< 0,1				< 1	< 1	< 0,1	< 1	1	< 0,1	6	8	< 0,1	94	68	8	3
Kær-snerre	60 (***)	< 1	2	< 0,1	< 1	4	< 0,1	1	2	0,1				< 1	1	< 0,1	< 1	1	< 0,1	9	19	1,0	89	67	10	5
Fløjlsgræs	35 (***)	1	10	0,1	4	23	0,8	15	27	5,1	< 1	4	< 0,1	1	9	0,1	1	17	0,1	9	21	1,6	70	50	14	13
Kattehale	46 (***)				< 1	4	< 0,1	< 1	1	0,0				< 1	< 1	< 0,1	< 1	5	< 0,1	7	17	0,8	92	50	10	4
Kryb-hvene	28 (***)	< 1	1	< 0,1	< 1	4	< 0,1	3	4	0,7	< 1	< 1	< 0,1	< 1	2	< 0,1	1	6	< 0,1	25	24	3,2	71	40	10	6
Kær-tidsel	38 (***)							1	2	< 0,1	< 1	< 1	< 0,1	< 1	1	< 0,1	< 1	2	< 0,1	3	9	0,2	95	40	4	3

Elektronisk supplement. Estimerede dækningsgrader

Dækningsgrad for alle arter i de undersøgte klitnaturtyper. E1: lave enebærklitter; E2: høje enebærklitter; G1: grønklit; G2: gråklit; H1: tør klithede; H2: fugtig klithede; L1: næringsfattig klitlavning; L2: næringsrig klitlavning. De angivne parametre og statistikker er defineret ud fra ZIGBD-fordelingen (Boks 3.1 og Figur 3.2). De tre parametre i fordelingen beskriver henholdsvis den regionale rumlige fordeling af plantearten (p er sandsynligheden for at en art *ikke* findes på en station og estimeres som forholdet mellem antallet af prøvefelter fra stationer, hvor arten ikke er fundet og alle prøvefelter), den lokale dækningsgrad (q) fra de stationer, hvor arten er fundet i et prøvefelt af den pågældende naturtype, og det dermed med sikkerhed vides at arten findes på stationen, samt den lokale rumlige fordeling af plantearten (d er den lokalt estimerede korrelationsparameter; P er testsandsynligheden for hypotesen $\delta = 0$, hvilket svarer til en tilfældig fordeling). Ved estimering af disse tre parametre fra hierarkiske pin-point data er det muligt at beregne den globale middelværdi og varians af planteartens dækning.

Habitat type	DK species	Species	p	q	d	$P(d = 0)$	Mean	Variance
E1	Alm. engelsød	<i>Polypodium vulgare</i>	0.0595	0.0123	0.1658	< 0.0001	0.0116	0.0025
E1	Alm. gedebled	<i>Lonicera periclymenum</i>	0.8095	0.0039	0.0000	1.0000	0.0007	< 0.0001
E1	Alm. star	<i>Carex nigra var. nigra</i>	0.6905	0.0137	0.2605	< 0.0001	0.0042	0.0013
E1	Alm. torskemund	<i>Linaria vulgaris</i>	0.3452	0.0011	0.0000	1.0000	0.0007	< 0.0001
.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.
.	.	.	.	.	.	.	.	.

kan downloades fra: http://www.dmu.dk/Pub/FR658_suppl.xls

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Direktion Personale- og Økonomisekretariat Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Arktisk Miljø
Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi Afdeling for Ferskvandsøkologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2008

- 653 Control of Pesticides 2006. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 25 pp.
- 652 A preliminary strategic environmental impact assessment of mineral and hydrocarbon activities on the Nuussuaq peninsula, West Greenland. By Boertmann, D. et al. 66 pp.
- 651 Undersøgelser af jordhandler i forbindelse med naturgenopretning. Af Jensen, P.L., Schou, J.S. & Ørby, P.V. 44 s.
- 650 Fuel consumption and emissions from navigation in Denmark from 1990-2005 – and projections from 2006-2030. By Winther, M. 108 pp.

2007

- 649 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2005. By Illerup, J.B. et al. 182 pp.
- 648 Optælling af agerhøns på Kalø Gods 2004-2007 – metodeafprøvning og bestandsudvikling. Af Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 38 s.
- 647 Criteria for favourable conservation status in Denmark. Natural habitat types and species covered by the EEC Habitats Directive and birds covered by the EEC Birds Directive. By Søgaard, b. et al. 92 pp.
- 646 Vandmiljø og Natur 2006. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 125 s.
- 645 Atmosfærisk deposition 2006. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 62 s.
- 644 Arter 2006. NOVANA. Af Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 88 s.
- 643 Terrestriske Naturtyper 2006. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 70 s.
- 642 Vandløb 2006. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.). 93 s.
- 641 Søer 2006. NOVANA. Af Jørgensen, T.B. et al. 63 s.
- 640 Landovevågningsoplande 2006. NOVANA. Af Grant, R. et al. 121 s.
- 639 Marine områder 2005-2006. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. (red.). 95 s.
- 637 Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. Af Damgaard, C. et al. 46 s.
- 636 Søre restaurering i Danmark. Del 1: Tværgående analyser, Del 2: Eksempelsamling. Af Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.). 86 s. + 312 s.
- 635 Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. Af Søgaard, B. et al. 226 s.
- 634 Skovenes naturtilstand. Beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. Af Fredshavn, J.R. et al. 52 s.
- 633 OML Highway. Phase 1: Specifications for a Danish Highway Air Pollution Model. By Berkowicz, R. et al. 58 pp.
- 632 Denmark's National Inventory Report 2007. Emission Inventories – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2005. By Illerup, J.B. et al. 638 pp.
- 631 Biologisk vurdering og effektundersøgelser af faunapassager langs motorvejsstrækninger i Vendsyssel. Af Christensen, E. et al. 169 s.
- 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
- 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
- 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
- 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.

[Tom side]

En gennemgang af udvalgte analyser og modeller som er relevante i fortolkningen af indsamlede NOVANA-data med udgangspunkt i data fra kystklitter i perioden 2004 til 2006.

Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

ISBN 978-87-7073-032-7
ISSN 1600-0048