

Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale Netværk

Faglig rapport fra DMU nr. 274
1999

Susanne Mark
Afdeling for Kystzoneøkologi

Morten Strandberg
Afdeling for Terrestrisk Økologi

Datablad

Titel: Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale Netværk

Forfattere: Susanne Mark¹ & Morten Strandberg²

Afdeling: ¹Afdeling for Kystzoneøkologi
²Afdeling for Terrestrisk Økologi

Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 274

Udgiver: Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser©

URL: www.dmu.dk

Udgivelsestidspunkt: Juni 1999

Redaktør: Karsten Laursen
Faglig kommentering: Henning Noer

Layout: Helle Jensen
Korrektur: Helle Jensen, Tove Ørts Petersen
Forsidefoto: Peter Wind

Bedes citeret: Mark, S. & Strandberg, M. (1999): Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale Netværk. - Danmarks Miljøundersøgelser. 71 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 274.

Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.

Abstract: Metoder til bestemmelse af naturkvalitet i naturtyperne skov, fersk eng og strandeng præsenteres i rapporten. Metoderne benytter feltregistrering af biotiske og abiotiske indikatorer for naturkvalitet der indgår i modeller til bestemmelse af en naturkvalitetsværdi. Denne værdi gør det muligt kvantitativt at sammenligne naturkvaliteten mellem forskellige lokaliteter. Baggrunden for modellerne er samhörørende datasæt vedrørende naturindhold og naturkvalitet der blev brugt som træningssæt for et neuralt netværk.

Frie emneord: Conservation biologi, naturbevaring, indikatorer for naturkvalitet, kriterier for naturkvalitet, vildhed, oprindelighed, kontinuitet, autenticitet, vegetation

ISBN: 87-7772-461-5
ISSN: 0905-815X
Tryk: Phønix-Trykkeriet A/S, Århus
Oplag: 800
Antal sider: 71

Pris: kr. 60,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)

Købes hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Grenaavej 12
Kalø
8410 Rønde
Tlf. 89 20 17 00
Fax 89 20 15 15

Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
1201 København K
Tlf. 33 37 92 92
Fax 33 92 76 90

Indhold

Forord 5

Resumé 7

English summary 9

1. Introduktion 11

- 1.1 Formål 11
- 1.2 Problemstilling 11
- 1.3 Afgrænsning 12
- 1.4 Øvrige tiltag 13
- 1.5 Videreudvikling 14

2 Metoder 14

- 2.1 Definition af naturkvalitet – værdikriterier 14
 - 2.1.1 Vildhed 15
 - 2.1.2 Oprindelighed 15
 - 2.1.3 Kontinuitet 16
 - 2.1.4 Autenticitet 17
- 2.2 Naturtyper – definitioner og datagrundlag 19
 - 2.2.1 Skov 19
 - 2.2.2 Ferskeng 20
 - 2.2.3 Strandeng 21
- 2.3 Dataindsamling – karplanter, strukturer samt naturkvalitetsparametre 22
 - 2.3.1 Skov 22
 - 2.3.2 Ferskeng 26
 - 2.3.3 Strandeng 28
- 2.4 Neurale netværk og modeller 31
 - 2.4.1 Netværksmodeller 32
 - 2.4.2 Modelkvalitet 33
 - 2.4.3 "Average Error" og "Average Information Gain" 34
 - 2.4.4 Kontrolmodeller 35

3 Resultater 36

- 3.1 Modeller for skov 36

3.1.1	Kontrolmodel for skov	38
3.1.2	Model for Bøgeskov	40
3.1.3	Skovmodellerne	41
3.1.4	Manual for skov	41
3.2	Modeller for ferskeng	42
3.2.1	Kontrolmodel for enge 1997	44
3.2.2	Engmodellerne	46
3.2.3	Manual for ferskeng	46
3.3	Modeller for strandeng	47
3.3.1	Strandmodellerne	50
3.3.2	Manual for strandenge	50
4	Diskussion	51
4.1	Modellerne og deres begrænsninger	53
4.1.1	Skov	53
4.1.2	Ferskeng	54
4.1.3	Strandeng	55
4.1.4	Generelle problemer og mangler/vurdering af anvendelighed	56
4.2	Perspektiver og fremtidig anvendelse	58
5	Konklusion	58
6	Tak	59
7	Referencer	60
	Appendix 1	64
	Appendix 2	65
	Appendix 3	66
	Danmarks Miljøundersøgelser	71
	Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports	72

Forord

Naturarealerne i Norden er mindsket kraftigt gennem de seneste århundreder, og naturkvaliteten på de blivende arealer har været faldende. F.eks. er skovarealet i Danmark reduceret til 10% af landets areal fra tidligere at have dækket størstedelen af landet, og skovene er i dag præget af monokulturer og drænet jordbund. Naturtyper som kær, mose, væld og halvkulturerne eng, overdrev og hede er reduceret drastisk i Danmark gennem de sidste 100 år. Naturtypernes tilstand er et produkt af de givne ydre kår (klima, jordbund m.v.), den historiske baggrund, og menneskelige påvirkninger i form af dyrkning, bebyggelser m.v. Menneskets påvirkninger har gennem en ændret arealanvendelse været hovedårsag til de omfattende ændringer, bl.a. ved intensivering af jordbrugene og tilførsel af miljøfremmede stoffer.

Gennem de seneste år er der gjort et stort politisk og administrativt arbejde for at regulere den menneskelige påvirkning. Bl.a. er det arealmæssige omfang af de tilbageværende naturarealer blevet registreret, men der mangler et kendskab til kvaliteten af disse arealer. Der er et stort behov for at få en vurdering af naturarealernes tilstand, og derfor er en beskrivelse af naturkvalitet og metoder til bestemmelse af naturkvalitet nødvendig. En definition af naturkvalitet danner grundlag for en kvalitetsmålsætning og kan bl.a. benyttes til at udstikke retningslinjer for hvorledes forvaltningen bør gribes an, samt til at prioritere mellem lokaliteter i forvaltningssammenhæng. Kvalitetsbeskrivelse og -målsætning er også et nyttigt udgangspunkt for naturovervågningen, da det gør det muligt at vurdere den registrerede tilstand og udvikling i forhold til en nærmere defineret målsætning.

Projektet "Indikatorer for naturkvalitet" har indledningsvist udviklet begrebet naturkvalitet og fremlagt kriterier for naturkvalitet. De overordnede kriterier for naturkvalitet er: Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet. Denne rapport beskriver resultatet af naturkvalitetsprojektet 1996-1998 for delprojektet vedr. indikatorer for naturkvalitet på udvalgte terrestriske naturtyper. Formålet med dette projekt har været at udvikle og afprøve et redskab til at bedømme en række terrestriske naturtypers kvalitet.

Resumé

Denne rapport beskriver en fremgangsmåde til at opnå standardiserede metoder til vurdering af naturkvalitet. Vi præsenterer desuden metoder til bestemmelse af naturkvalitet i naturtyperne skov, fersk eng og strandeng. Metoderne benytter feltregistrering af biotiske og abiotiske indikatorer for naturkvalitet der indgår i modeller til bestemmelse af naturkvalitet. Baggrunden for modellerne er samhörrende datasæt vedrørende naturindhold og naturkvalitet på en række lokaliteter der repræsenterer de behandlede naturtyper og som blev undersøgt i projektet.

Naturkvalitet blev defineret ved fire kriterier, nemlig vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet. I hver af naturtyperne skov, fersk eng og strandeng blev betydningen af disse kriterier beskrevet vha. nogle kategorier der samledes til ét udtryk, en såkaldt naturkvalitetsværdi.

En række lokaliteter i hhv. skove, på ferske enge og på strandenge blev undersøgt. Der blev indsamlet kvantitative data, først og fremmest vegetationsdata men også abiotiske og strukturelle data. Ved at indhente oplysninger vedrørende naturkvalitetskriterierne kunne også en naturkvalitetsværdi beregnes for hver lokalitet. Således fik vi et samhörrende datasæt for hver lokalitet. Samhörrende datasæt for en naturtype blev brugt som et såkaldt træningssæt. Træningssættene blev benyttet i et neuralt netværk for at oplære dette i bestemmelse af naturkvalitet. De parametre som modellen benyttede sig af i sin bestemmelse af naturkvalitet, blev samtidig indikatorer for naturkvalitet.

Således blev der for skovene konstrueret 3 modeller; to generelle modeller og en bøgeskovsmodel. Den første af modellerne bestod af 15 indikatorer der dels var strukturer og dels var karplanter. For fersk eng blev der konstrueret to modeller der begge bestod af karplanteindikatorer. På strandeng blev der også konstrueret to modeller der bestod af henholdsvis abiotiske/strukturelle indikatorer og karplanteindikatorer.

Som modellerne foreligger nu, kan man få beregnet naturkvaliteten efter forudgående aftale med DMU ved at indsende data til brug i modellerne. Datagrundlaget er dog forholdsvist spinkelt endnu, specielt for strandenge, og der arbejdes derfor videre med modellerne.

English summary

This report describes a procedure for obtaining standardised methods for evaluating nature quality. We also present methods for evaluating nature quality of forests, fresh water meadows and salt marshes. The methods use field recordings of biotic and abiotic indicators of nature quality that are entered into models for evaluating nature quality. The models are based on combined data sets on e.g. the flora and nature quality of a number of sites investigated which represented the nature types involved.

Nature quality was defined by four criteria, i.e. wildness, originality, continuity and authenticity. For each of the nature types forest, fresh-water meadow and salt marsh the importance of these criteria was described using categories which when combined into one expression yielded a nature quality score.

A number of sites in forests, meadows and salt marshes were investigated. Quantitative data on vegetation and abiotic/structural data were gathered. By compiling information regarding the nature quality criteria, a nature quality score was calculated for each site. Thus, combined data sets for each nature type could be used as training sets for a neural network. In this way, the neural network gained experience on how to evaluate nature quality and thereafter was able to construct models using indicators of nature quality.

For forest, three models were constructed, two general models and one model for beech forest. The first of the models consisted of 15 indicators that were either structural or plant species indicators. For fresh-water meadow, two models were constructed; both consisted of plant species indicators. For salt marsh, two models were constructed; one of these consisted of abiotic and structural indicators and the other of plant species indicators.

Arrangements to have nature quality evaluated using the models described can be made with NERI. The amount of data underlying the models is still relatively sparse, especially for salt marshes, but the work to improve the models continues.

1. Introduktion

1.1 Formål

Denne rapport omhandler vurdering af naturkvalitet på naturtyperne skov, ferskeng og strandeng. Hovedpunkterne i rapporten er 1) definition af værdikriterier for naturkvalitet, 2) datagrundlag, 3) metodebeskrivelser for dataindsamling i naturtyperne skov, ferskeng og strandeng samt vurdering af naturkvalitetsrelaterede forhold, 4) identifikation og afprøvning af indikatorer for naturkvalitet via modeller konstrueret i et neuralt netværk og 5) diskussion af metoden og modellerne.

Rapporten er udarbejdet som et led i Miljøministeriets tre-årige projekt "Indikatorer for naturkvalitet" der er gennemført 1996-1998. Rapporten præsenterer hovedresultaterne fra delprojektet "Identifikation og testning af indikatorer for naturkvalitet på udvalgte terrestriske naturtyper". Formålet med dette projekt har været at udvikle metoder og analyseværktøjer til støtte for fremtidig naturforvaltning og -overvågning. Dette skal medføre dels større klarhed omkring de kriterier der anvendes ved vurderinger af naturkvalitet, dels en standardiseret tilgang til spørgsmålet således at overvågningsresultater kan bruges på landsplan.

1.2 Problemstilling

Udvikling af metoder til vurdering af naturkvalitet kræver både at der tages stilling til begrebet naturkvalitet, samt at der findes operationelle vurderingsmetoder. Selv om kvalitet umuligt kan beskrives objektivt, har det i projektet naturligvis været nødvendigt alligevel at beslutte sig for en række overordnede værdikriterier for naturkvalitet. Endvidere er det ønskeligt at vurderingsmetoderne er så enkle som muligt, men samtidig omfatter flest mulige aspekter af naturkvalitet.

Det er både arbejdsmæssigt og økonomisk omkostningsfuldt at foretage intensive undersøgelser af en naturtype på rutinebasis. Derfor er det en tiltalende genvej at udpege en række indikatorer for naturkvalitet og basere en naturkvalitetsvurdering på disse. Denne tilgang antager at en naturtypes indhold afspejler det vi opfatter som naturtypens kvalitet. I nærværende sammenhæng er det først og fremmest karplanter der bruges som potentielle indikatorer, men også enkelte abiotiske og strukturelle faktorer er inddraget.

Metoden til kvantitativ vurdering af naturkvalitet som udvikles her,

benytter sig af neurale netværk. Neurale netværk er egentlig udviklet med henblik på at simulere nervesystemets/hjernens funktion. De har derefter vist sig velegnede til at genkende mønstre og vurdere ligheder og forskelle mellem forskellige datasæt. I nærværende tilfælde konstruerer netværket modeller til bestemmelse af naturkvalitet på enkelte naturtyper. Feltbiologer har erfaringer der giver god baggrund for at vurdere naturkvalitet og også for at udvælge indikatorer. Men når målet er en standardiseret metode baseret på få indikatorer kombineret i et indeks, er det svært at finde den optimale konstellation af indikatorer på baggrund af disse erfaringer. Det er her det neurale netværk får sin centrale placering i udviklingsarbejdet.

Modellerne som præsenteres, her er bygget på et trænings sæt af data. Oplysninger om en ny lokalitet kan efterfølgende indsættes i modellen, og den nye lokalitets naturkvalitetsværdi estimeres vha. modellen. Træningssættet består i dette tilfælde dels af oplysninger om karplanter og deres abundans og forskellige strukturelle faktorer, og dels af en subjektiv vurdering af de enkelte lokaliteters naturkvalitet foretaget ud fra på forhånd fastlagte kriterier. Det er dog også muligt at inddrage andre organismegrupper eller andre datatyper i et trænings sæt. Dermed er der rig mulighed for at ændre og justere modellerne efterhånden som flere data bliver til rådighed.

1.3 Afgrænsning

Modeller til vurdering af naturkvalitet kan i princippet udvikles for alle danske naturtyper. Projektets ambitioner indebar således at i alt 9 naturtyper skulle behandles. Det blev dog efterhånden klart at behovet for data var så stort at det blev nødvendigt at koncentrere sig om færre udvalgte naturtyper. Disse naturtyper er skov, ferskeng og strandeng (for overdrev henvises til Ejrnæs & Bruun 1995a). For strandengene er datagrundlaget endog ret spinkelt.

Ligeledes har det været nødvendigt at afgrænse afsøgningen af mulige indikatorer til karplanter samt enkelte vigtige strukturer/abiotiske forhold på de enkelte naturtyper. Karplanter er valgt som den mest lovende indikatorgruppe, da de opfylder en række basale krav til indikatorer (Landres et al. 1988, Larsson 1992, Nygaard et al. in press). De fleste arter er forholdsvis lette at identificere, de har en rimelig velkendt autøkologi, og da de er rodfæstede, er de afhængige af de lokale livsvilkår og således også af mange af de forhold som forbindes med naturkvalitet.

Disse ændringer blev foretaget på baggrund af erfaringer gjort i løbet af det første projektår og blev støttet af følgegruppen ved midtvejs-evalueringen hvor det dog stadig var intentionen at arbejde med de øvrige naturtyper ud fra allerede eksisterende data. Det har imidlertid ikke været muligt at fremskaffe tilstrækkelige og ensartede kvan-

titative data til at vi kunne benytte det neurale netværk, og der har ikke været de nødvendige tilhørende naturkvalitetsparametre for eksisterende data.

1.4 Øvrige tiltag

Projektet placerer sig centralt i udviklingen inden for naturovervågning i Danmark. I Århus Amt benytter man sig allerede af naturkvalitetsbegrebet (Århus Amt 1997) med omtrent samme værdikriterier som her, men efterlyser samtidig et måleredskab til at følge udviklingen. I flere amter har man udviklet udmærkede systemer som bygger på sjældne, rødlistede og karakteristiske arters forekomst, f.eks. i Fyns Amt (DBF 1990) og Nordjyllands Amt (Larsen et al. 1993). Også klassifikationerne i Wind (1994) og i Dybbro (1985) er eksempler på systemer der har til formål at udpege de mest værdifulde lokaliteter. Disse har fokus på enkelte organismers tilstand mere end naturtypens tilstand generelt. Ejrnæs & Bruun (1995b) valgte en anden tilgang og brugte karplanter som indikatorer for gamle, ugødskede overdrev.

Ønsket om at finde metoder til vurdering af områders kvalitet er langt fra nyt. Der opstod et behov for at vurdere et områdes værdi eller prioritere mellem en række lokaliteter i samme øjeblik bevaring af biotoper kom på tale. Det har ledt til flere forskellige tilgange, både på et overordnet, konceptuelt plan (se Margules & Usher 1981, Anderson 1991, Angermeier & Karr 1994, Callicott & Mumford 1997) og på et mere konkret plan (e.g. Wright 1977, Götmark et al. 1986, Spitalieri & Contoli 1991, Rossi & Kuitunen 1996).

Flere eksempler fra den mere konkrete tilgang skal nævnes i det følgende. Peterken (1974) udviklede en metode til vurdering af skovfloraens bevaringsværdi for dele af England. Rose (1976) anvendte lichener i et index for økologisk kontinuitet i skove. Sveriges Naturvårdsverk er for tiden i gang med at udvikle indikatorer for miljøkvalitet i forskellige naturtyper (f.eks. Naturvårdsverket 1998a,b). I østrigske skovsystemer er der blevet arbejdet med grader af naturlighed eller grader af menneskelig indflydelse på skove (Grabherr et al. 1995, Koch & Grabherr 1995), og i Finland er der udviklet afkrydsningslister over ønskede arter på "tørre og fugtige enge" (A. Hovi, pers. kom.). I det europæiske miljøagentur arbejdes også med vurdering af habitaters (her i betydningen: naturtypers) kvalitet, nemlig i forhold til „naturlighed, økologisk kvalitet, habitattrusler, artsverdi og landskabsverdi“ (ECNC 1996, Abenius et al. 1998). Systemer i forbindelse med vurdering af økologisk integritet er under udvikling (f.eks. Keddy et al. 1993), og biodiversitetsmål er ligeledes undervejs (e.g. Abenius et al. 1998, se også Noss 1990). Desuden opfordres generelt til, at systemer brugt på vandløb bliver overført til terrestriske miljøer (bl.a. Karr 1993).

Disse studier viser, hvor stort behovet for sådanne metoder er, men også hvor svært det er at komme til en endegyldig og universel metode. Tilgangen til opgaven afhænger af hvilket syn man har på naturbevarelse, hvilken praktisk tilgang man vælger (skala, midler etc.), og hvilke organismer og naturtyper man arbejder med. Eftersom også de politiske målsætninger varierer, er det forventeligt at metoderne vil ende med at være forskellige for at kunne opfylde disse målsætninger.

Dette projekt tager således i nogen grad afsæt i tidligere studier, men i højere grad i hvad der synes at være ønskeligt efter danske forhold og på danske naturtyper i relation til naturkvalitet.

1.5 Videreudvikling

Der lægges ved projektets afslutning op til, at udviklingen af metoderne fortsættes. Dette skal ske dels ved at udbygge datagrundlag for nogle naturtyper (især strandeng), dels ved at operere med andre organismegrupper som indikatorer (f.eks. kan fugle tænkes at være egnede indikatorer for naturkvalitet på landskabsniveau). Desuden kan en geografisk udvidelse mod f.eks. andre nordiske lande komme på tale. Endelig resterer der endnu et udviklingsarbejde i at gøre systemet mere tilgængeligt og brugervenligt, f.eks. ved benyttelse af Internettet.

2 Metoder

2.1 Definition af naturkvalitet – værdikriterier

Følgende stammer delvist fra projektets fællesrapport, fra kapitlet om definition af værdikriterier. For en uddybning af kriterierne henvises til Nygaard et al. (in press).

Begrebet naturkvalitet indeholder mange facetter hvor der her udelukkende arbejdes med kriterier af biologisk betydning. Vi har samlet disse i 4 overordnede naturkvalitetskriterier: Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet. En opstilling af disse kriterier giver

et ideal for den maksimale naturkvalitet. Det betyder ikke at den maksimale naturkvalitet ud fra disse kriterier er opnåelig i alle tilfælde og på alle naturtyper. Der bliver derimod tale om på længere sigt at benytte forskellige dele af skalaen i forskellige situationer (naturtyper). De overordnede kriterier bliver beskrevet i det følgende.

2.1.1 Vildhed

Vildhed er et procesorienteret kriterium for naturkvalitet og indebærer at fri udfoldelse af naturen prioriteres højt. I et område præget af vildhed forløber økosystemets processer frit, og enhver foranstaltning der hindrer dette, er i princippet negativ for naturkvaliteten. Vildhed kan betragtes på både landskabs-, biotops- og artsniveau.

Processer som succession, oversvømmelse og vandløbets mæandrer er udtryk for vildhed. F.eks. kan man ved genopretning af en å lade vandmasserne løbe frit og lade åløbet finde sit eget leje. Derved genoprettes vildheden i området fordi vandets dynamik får lov til at bestemme forløbet. Derimod kompromitteres vildheden hvis man vælger at udgrave og bruge det oprindelige leje. Forskellen består i graden af menneskelig styring og påvirkning. For at opretholde vildhed skal vilde plante- og dyrepopulationers dynamik og fordeling i landskabet ideelt set være bestemt af økologiske processer – også lokal uddøen og genindvandring.

I det danske landskab ligger arealer med en høj grad af vildhed som øer i et stærkt menneskepåvirket miljø. De lysåbne naturtyper har vanskeligt ved at opretholdes pga. manglende naturlige græssere samt en omfattende regulering og intensiv vedligeholdelse af vandløb. Samtidig betyder begrænsninger af erosion og brand og forøget tilgængelighed af næringsstoffer at tilgroning fremmes yderligere. Det kan derfor være nødvendigt at kompensere for den manglende dynamik i landskabet og de forringede vilkår for de lysåbne biotoper med plejeindgreb (Lajeunesse et al. 1995). Disse bør være så naturlige eller "naturefterlignende" som muligt så en så høj grad af vildhed som muligt bibeholdes. Det kan virke som et paradoks at det i nogle tilfælde er nødvendigt at pleje for at bevare nogle af vore oprindelige, vilde naturtyper, men indgrebet kan ses som et modtræk mod de stærke, ofte indirekte ændringer som menneskets aktiviteter medfører.

2.1.2 Oprindelighed

Oprindelig betyder "som det altid har været eller var fra begyndelsen" eller "originalt". Et oprindeligt område skaber særlige betingelser for naturens udfoldelsesmuligheder, og samtidig er der kun begrænsede arealer med oprindelig natur tilbage, både i geografisk og naturtypemæssig forstand. Oprindelig natur skal prioriteres højt i naturkvalitetssammenhæng, både de oprindelige naturtyper og de steder hvor vi endnu har oprindelig natur tilbage. Hvis man f.eks. ændrer et oprindeligt stykke skov eller et oprindeligt geologisk land-

skab, kan man ikke omgøre den handling; det er et irreversibelt indgreb. Oprindelighed kan anskues på landskabs-, biotops- og arts-niveau.

Vådområder med en intakt og upåvirket hydrologi er oprindelige, mens vådområder der er genskabt ved at standse dræn, ikke er det. F.eks. er det således ikke muligt at genoprette Skjern Å's oprindelighed, selv om åløbet bliver lagt tilbage i sit oprindelige leje. En uforstyrret jordbund danner grundlag for høj naturkvalitet, mens fjernelse af jordlaget og forskellige former for bearbejdning og manipulation af jorden forringer naturkvaliteten.

Der er i naturkvalitetsprojektet lagt vægt på at det biotiske indhold på en biotop er oprindeligt – at de dyr og planter som lever der, er tilpasset naturtypen og hører hjemme i netop det geografiske område. Forekomst af arter der på en eller anden måde er fremmedelementer i den pågældende naturtype, er negativt for naturkvaliteten.

Oprindelighed kræver strengt taget et udgangspunkt hvor man kan sige "her er det oprindelige" (f.eks. seneste istid). Det kan være yderst problematisk at afgøre oprindelighed af det biotiske indhold idet klimatiske og successionsmæssige ændringer siden istiden naturligt har medført talrige ændringer i plante- og dyresammensætningen i vore biotoper. Vi tolker derfor det biotiske indholds oprindelighed således: Det indhold der kunne forventes naturligt i nutidens klima uden indblanding fra menneskets side. I mange tilfælde vil der være tale om skønsmæssige bedømmelser.

2.1.3 Kontinuitet

Kontinuitet i tid er et plus for naturkvaliteten fordi de samme livsvilkår igennem længere tid giver mulighed for at plante- og dyreliv bliver mere specialiseret eller særpræget. Mange menneskelige indgreb medfører ofte irreversible ændringer eller i hvert fald langtidsvirkende ændringer hvorfor kontinuitetsbegrebet er af stor værdi i menneskepåvirkede landskaber. Derfor skal biotoper hvor der har været kontinuitet i levevilkårene over en årrække, prioriteres højt. Et område der oprindeligt var skov, men som de sidste 300 år har været overdrev, bør prioriteres højt, og bevaring af overdrevet vil i de fleste tilfælde være at ønske frem for en udlægning af området til skov igen. Kontinuiteten vil jo mangle i sådan en skov.

Kontinuitet i tid er ikke ensbetydende med stilstand idet en naturlig dynamik kan være en del af en naturtypes livsvilkår. Således kan f.eks. en kystskrænt som regelmæssigt forstyrres af udtørring og erosion, sagtens have lang kontinuitet og dermed høj værdi – selv om de enkelte individer udskiftes ofte. Afbrænding kan godt finde sted hvor afbrænding er en naturlig del af naturtypens livsbetingelser uden at kontinuiteten på området bliver brudt. Derimod vil menneskers påvirkning (pløjning, sprøjtning o.lign.) eller i nogle tilfælde manglende påvirkning (driftsophør på græsningsarealer) være brud på konti-

nuiteten. Et brud på kontinuiteten kan have større betydning i det moderne samfund fordi arealanvendelsen er fastfrosset. En fastfrysning af arealanvendelsen hindrer f.eks. etablering af nye lysåbne arealer som en del af landskabets naturlige dynamik. Dette giver yderligere begrundelse for at gribe ind og hindre brud på kontinuiteten. Derudover kan varighed og omfang af et kontinuitetsbrud også have betydning. Kortvarige brud uden ændringer i f.eks. frøbank har mindre betydning end årtiers opdyrkning selv om begge reelt set "nulstiller" kontinuiteten på en lokalitet.

Kontinuitet i rum – eller sammenhængende naturområder – er også positivt for naturkvaliteten (dog kun såfremt området har høj værdi i øvrigt). En stor lokalitet tillader langt flere biologiske processer at forløbe vildt, ligesom den er mindre sårbar over for svingende bestande og omskiftelige vejrforhold. Der vil desuden være mulighed for at flere successionsstadier kan eksistere på samme tid og derved give den økologiske kontinuitet der er en forudsætning for mange arters bestaan i et system. Et særligt landskabsøkologisk aspekt er mulighederne for udveksling af arter og individer mellem biotoper. Fragmenteringen af naturarealer og spærringer i vandløb (sturt m.m.) kan give problemer med spredning af arter. Dette gælder f.eks. spredningen af skovbundens urter mellem spredte og isolerede småskove og fisk og smådyrs spredning opstrøms i vandløb. Tilsvarende kan vej- og baneanlæg være uoverstigelige barrierer for flere pattedyr og paddearter (Hammershøj & Madsen 1998).

2.1.4 Autenticitet

Autenticitet er ægthed. At det vi ser, ér hvad det giver sig ud for at være. Autenticitets-begrebet er delvist sammenfaldende med vildhed. Når vildheden får lov til at råde, får vi en autentisk natur. At prioritere autenticiteten svarer til at man værdsætter en autentisk gravhøj højere end en rekonstrueret gravhøj selv om kun fagfolk ville kunne se forskel. På denne måde bevarer man landskabets og naturens fortællerværdi. Autenticitets-begrebet er også relateret til oprindelighed idet oprindelige biotoper også er autentiske mens den omvendte sammenhæng ikke behøver at være der.

Dette kriterium adskiller sig fra de øvrige ved at autenticitet kun kan bedømmes ud fra et forhåndskendskab til om naturen er konstrueret eller ej.

I et autentisk naturområde har mennesker ikke foretaget indgreb for at få området til at ligne andet end dét det er, eller grebet ind i områdets naturgivne forhold. Udover de oprindelige biotoper omfatter de autentiske biotoper også menneskeskabte biotoper, f.eks. brakmark, levende hegn, grusgrave, mergelgrave, gravhøje, sten- og jorddiger, plantager etc. De autentiske biotoper er kendetegnet ved at man ikke fremskynder processer for at opnå en bestemt naturtilstand med et bestemt naturindhold og derved forfalsker naturindholdets fortællinger. En næringsfattig mark der springer i lyng ved dyrkningsophør,

kan udvikle sig mod en autentisk hede, mens en opgiven mark hvor pH nedbringes vha. kemikalier udvikler sig mod en ikke-autentisk hede.

Relationer til biodiversitet og sjældenhed

Sjældenhed bliver i nogle tilfælde benyttet som et værdikriterium i sig selv hvilket er meget naturligt ud fra et bevaringssynspunkt. Sjældne biotoper er således bevaringsværdige hvor de tidligere har været udbredte (og hvis de er oprindelige). Mister man dem samt deres arter, mister landskabet samtidig noget af sin oprindelighed samt evnen til at "regenerere" på egen hånd. Men sjældne landskaber og biotoper har ikke altid en høj naturkvalitet ifølge de nævnte kriterier. Ligeledes kan nogle sjældne arter indicere høj naturkvalitet, men sjældne arter omfatter også arter i udkanten af deres udbredelsesområde (f.eks. mange orkidéer), indførte lægeplanter (f.eks. jernurt) og indslæbte arter hvis forekomst ikke indikerer høj naturkvalitet. Der kan være andre grunde til at ville bevare de sjældne arter (f.eks. de rødlistede arter), men de sættes ikke automatisk i forbindelse med høj naturkvalitet.

Begrebet naturkvalitet er uddybet yderligere med angivelse af eksempler på anvendelsen i projektets fællesrapport (Nygaard et al. in press). Desuden er naturkvalitet behandlet i Ejrnæs & Mark (1997), Ejrnæs (1998) og Mark & Nygaard (1998).

For at bibeholde autenticiteten i landskabet bør der principielt ikke foretages udsætning/udsåning af arter i naturen, f.eks. udsætning af klokkefrøer til vandhuller hvorfra de er forsvundet eller udsåning af frøblandinger på brakmarker, vejkanter eller grusgrave.

Disse termer, vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet, kan også ses som grundlag for begrebet *biodiversitet*. Danmark ratificerede i 1993 biodiversitetskonventionen fra Rio og har dermed forpligtet sig til at bevare den biologiske mangfoldighed. Biodiversitet handler ikke om at få så mange forskellige arter og så mange forskellige naturtyper samlet på et så lille areal som muligt. Det handler snarere om at de naturtyper som naturgrundlaget giver mulighed for, overlades til naturlig dynamik og får plads til og mulighed for at eksistere gennem længere tid. Der vil således være stort sammenfald mellem de områder som har en høj naturkvalitet og de områder der er bevaringsværdige set i lyset af biodiversitetskonventionen. Det er vigtigt at være opmærksom på at tilstedeværelsen af mange arter ikke i sig selv er udtryk for en høj kvalitet. Mange biotoper har naturligt et lavt artsindhold, f.eks. højmoser og næringsfattige søer hvor et højt artsantal snarere vil være udtryk for en eutrofiering og dermed en ødelæggelse eller omdannelse af biotopen.

2.2 Naturtyper – definitioner og datagrundlag

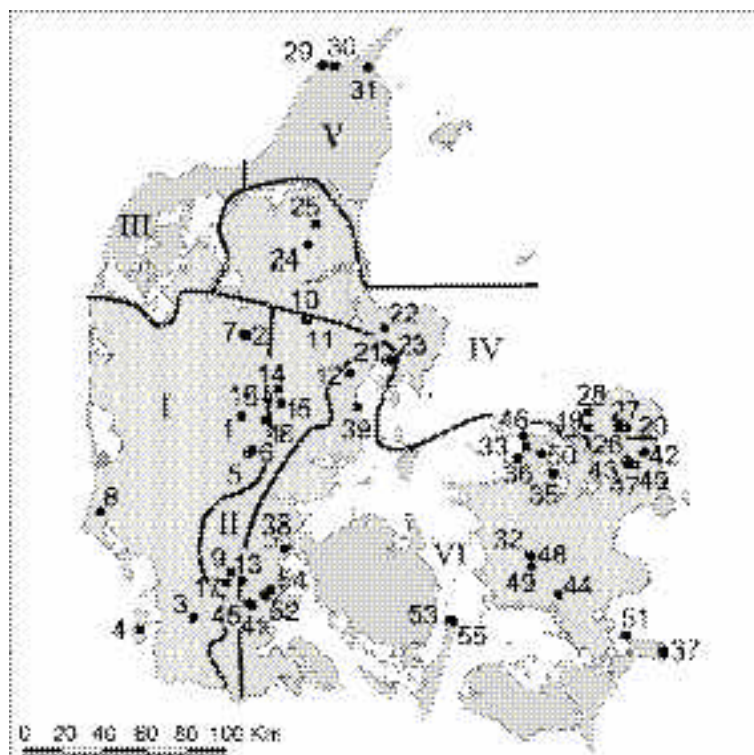
I dette afsnit beskrives naturtyperne skov, ferskeng og strandeng, deres afgrænsning, og fra hvilke områder der er indsamlet data.

2.2.1 Skov

Skov er defineret som arealer med mindst 80% løvdække (Lawesson et al. 1998) på litraniveau. Lokalteter blev udvalgt til at repræsentere 1) geomorfologisk variation i Danmark, 2) forskellige skovtyper og 3) urørte og drevne skove.

Danmark blev indledningsvist inddelt i 7 geomorfologiske regioner (Jacobsen 1989). Femoghalvtreds skovkomplekser blev udvalgt, fordelt på 5 af disse regioner (Fig. 1). Region III og VII (Bornholm) blev ikke inkluderet. Inden for disse skove blev 181 litraer (0,5-25 ha store) undersøgt (se Appendix 1).

De væsentligste skovtyper blev undersøgt: Bøg, eg, fyr og gran, fordelt på urørte og drevne skovparter i hver type. Der blev undersøgt i alt 181 plots, fordelt som følger: 95 plots i bøgeskov (49 urørte og 46 drevne), 39 plots i egeskov (25 urørte og 14 drevne), 8 plots i blandingskov eg/bøg (4 urørte og 4 drevne), 23 plots i fyrreskov (16 urørte og



Figur 1. Placeringen af 55 skovkomplekser udvalgt til undersøgelser (1-55), samt deres fordeling over geomorfologiske regioner (I-VI, ingen i III). Numrene henviser til skovnavne som er listet i Appendix 1. Bornholm er udeladt af undersøgelsen.

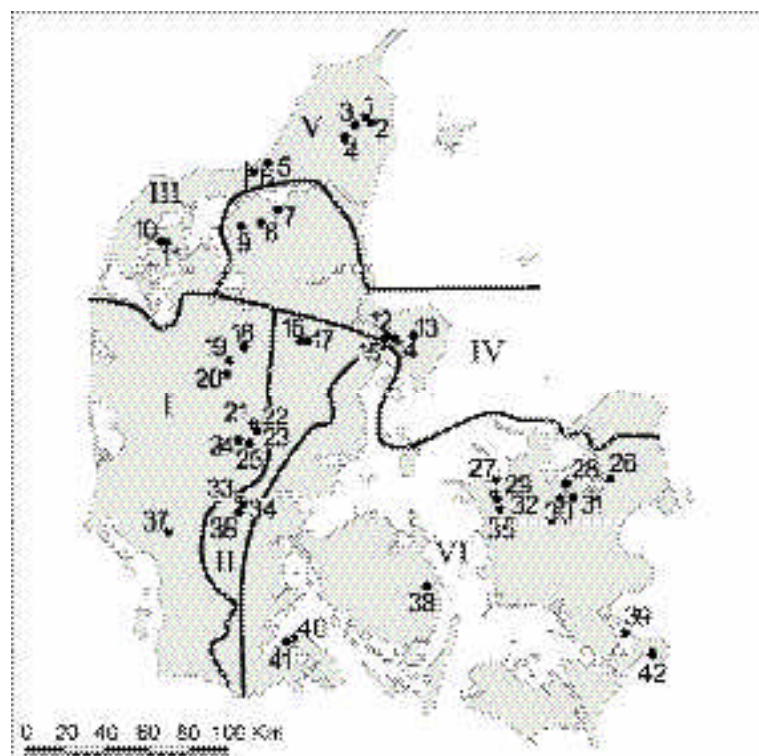
7 drevne), 11 plots i rødgran (4 urørte og 7 drevne). Derudover blev 2 plots i ask/bøg (urørte), 2 plots i birk (urørte), og 1 plot i lind/bøg (urørt) inddraget.

2.2.2. Ferskeng

Afgræsningen af naturtypen ferskeng følger Larsen & Vikstrøm (1995) som karakteriserer ferskeng som ferskvandspåvirkede områder, beliggende på lavbund og under påvirkning af græsning, høslet eller oversvømmelser. Vegetationen er karakteriseret ved at være domineret af lavtvoksende, lyskrævende arter. Jordbunden er ofte, men ikke altid, tørveholdig. I denne undersøgelse er ugræssede kær dog også inddraget, samt tilgroningsstadier kaldet højstaudesamfund. Lokalteterne blev udvalgt med henblik på at dække 1) forskellige næringsstofforhold og 2) forskellige grader af naturkvalitet (natur/kultur-enge).

Danmark (ekskl. Bornholm) blev inddelt i 6 geomorfologiske regioner (Jacobsen 1989) og 1-3 værkstedsområder udvalgt tilfældigt i hver region. Der blev benyttet i alt 16 værkstedsområder. Hvert område blev stratificeret mht. jordbund/næring og kendte "gode" lokaliteter blev udsøgt. På hver lokalitet blev forskellige naturkvalitetsklasser (god/dårlig/under tilgroning) opsøgt og prøvefelter udtaget i hver klasse. I alt 163 prøvefelter blev undersøgt (Fig. 2). En liste over lokaliteterne kan findes i Appendix 2.

Oligotrofe enge/ekstremfattigkær, mesotrofe enge/overgangsfattigkær,



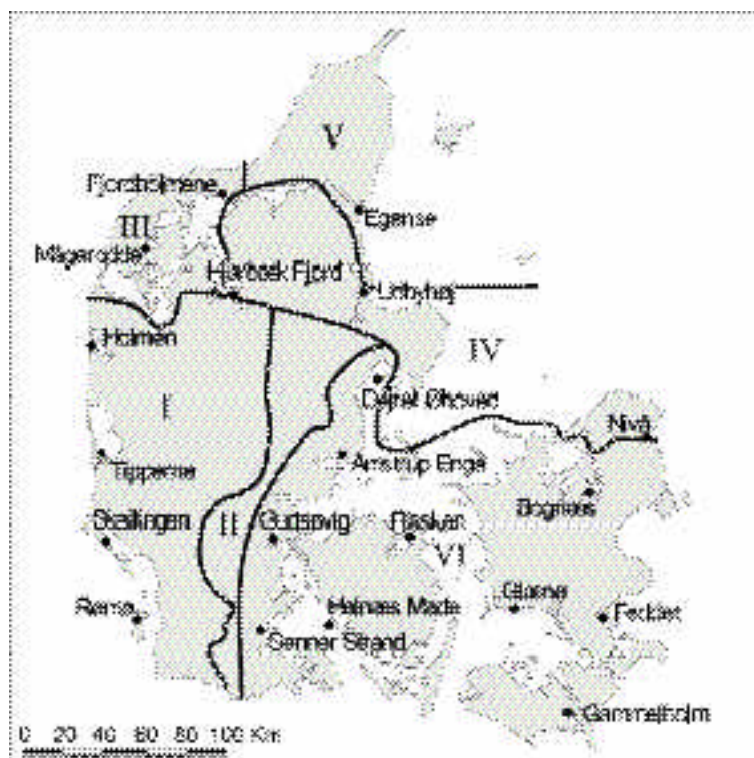
Figur 2. Placering af de 42 ferske engområder hvor der i 1997 blev undersøgt i alt 163 prøvefelter. Områdernes navne er listet i Appendix 2. Bornholm er udeladt af undersøgelsen.

eutrofe enge/overgangsrigkær og kalkenge/ekstremrigkær er repræsenteret. Dog er midtertyperne langt de talrigest repræsenterede. Enogfirs natur/kulturenge, 61 kær og 21 højstaudeenge blev undersøgt. Heraf var 22 prøvelfelter replikater.

2.2.3 Strandeng

Strandeng findes ved lave, beskyttede kystnære arealer og er her defineret som området fra den gennemsnitlige tidevandslinje til vinterhøjvandslinjen. Dette område er således oversvømmet af havvand med forskellig frekvens, fra dagligt til én gang om året, hvilket skaber en salt- og vandgradient fra havet ind over land. Disse er sammen med kulturpåvirkning (f.eks. græsning) de vigtigste plantefordelende faktorer på strandengen (Vestergaard 1998). Vegetationen på strandeng er karakteriseret ved en række salttålede planter der deler sig op i forholdsvis klare zoner, afhængig af jordens saltholdighed. Strandengene blev udpeget med henblik på at dække 1) forskellige geografiske variationer af strandeng, og 2) forskellige grader af naturkvalitet.

Tyve lokaliteter blev udvalgt til undersøgelser (Fig. 3). Strandenge langs Bornholms kyster er ikke inkluderet. På hver lokalitet blev 16 prøvelfelter undersøgt. Lokaliteternes navne fremgår af Figur 3.



Figur 3. Placering af de 20 strandenge der blev undersøgt 1996. Ingen strandenge i region II. Bornholm er udeladt af undersøgelsen.

2.3 Dataindsamling – karplanter, strukturer samt naturkvalitetsparametre

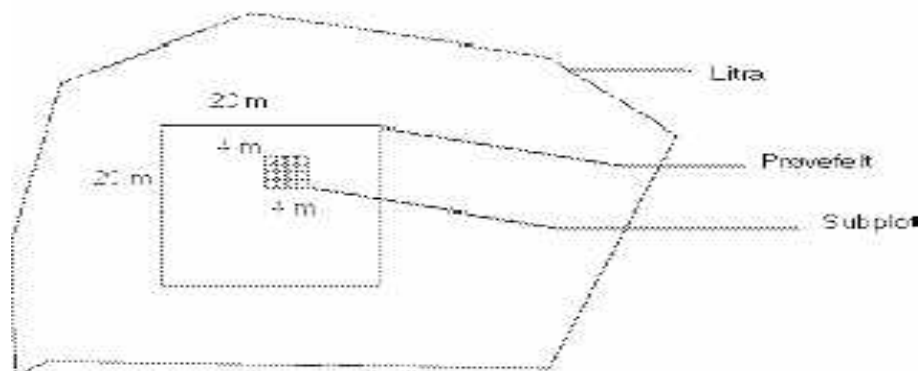
2.3.1 Skov

Inden for hver af de udvalgte litra er et prøvefelt på 20 × 20 m udlagt i et relativt homogent område. Prøvefeltet er placeret mindst 10 m fra tilstødende litra, fra lysninger og skovveje, samt mindst 40 m fra åbne marker, hav, søer o. lign. for at minimere randeffekter. Våde områder er undgået. Inden for et prøvefelt er et subplot à 4 × 4 m udlagt tilfældigt (Fig. 4). Et subplot består af 16 felter à 1 m², hvert af disse kaldet et mikroplot.

Rodfæstede karplanter er registreret i hvert af de 16 mikroplots, og evt. supplerende arter i prøvefeltet er noteret. Dermed kan karplanterne inden for et prøvefelt kvantificeres på en skala fra 1-16 (der omsættes til procent). Supplerende arter får værdien 0,5. Omsættningen til procent er enkel, da $1/16 = 6,25\%$, $8/16 = 50\%$, osv. Der blev registreret i alt 204 taxa (slægter, arter eller underarter). Bemærk at ved dataindsamling til efterfølgende naturkvalitetsbestemmelser, er det kun nødvendigt at registrere enkelte arter (se "Resultater").

Nomenklaturen følger Mossberg et al. (1994). Frøplanter af træer og unge træer blev også noteret samt deres højdeklasse (over eller under ca. 50 cm). Kimplanter blev til tider kun henført til slægtsnavnet.

Sekstogtyve strukturelle eller abiotiske faktorer er registreret på hvert prøvefelt, samt dets utm-koordinater: skovtype, løvdække, topografi, eksponeret jord, hældning, eksponering, førne, humus, A1-lag, jordtype, lerindhold (estimeret), pH, glødetab, væltede træer, knækkede træer, dødt ved på jorden, stående dødt træ, stød, samlet dødt ved, densitet af dødt ved, store træer (diameter > 75 cm), mega-træer (diameter > 100 cm), etager, aldersfordeling, afstand til grøft, afstand til vand (sø eller vandløb), utm-nord og utm-øst (for forklaringer, se se-



Figur 4. Illustration af placering af prøvefelt og subplot inden for en litra. Førstnævnte er placeret subjektivt i et relativt homogent område i litraen, subplottet er tilfældigt placeret inden for prøvefeltet. Subplottet består af 16 mikroplots.

ner). Disse parametre (undtagen utm-koordinaterne) kan enten have en direkte forbindelse til kriterierne for naturkvalitet, eller de kan indirekte (evt. af historiske grunde) sige noget om naturkvalitet. Et eksempel på sidstnævnte er "topografi" der er en potentiel indikator for urørt skov af den simple årsag at det ofte er på utilgængelige steder at skoven har undgået drift. Andre, f.eks. førne-lagets og A1-lagets tykkelse, kan tænkes at være biologisk relevante parametre for naturkvalitet. En sammenhæng mellem mængden af førne og skovdrift (Aude & Lawesson 1998) samt forskelle i mikroklima mellem drevet og urørt skov gør disse parametre til potentielle indikatorer. Dødtvedsparametrene er åbenlyse kandidater som naturkvalitetsindikatorer eftersom ét af karaktertrækkene ved driftsskov er manglen på træer i ældningsfasen (Møller 1997). Både megatræer og dødt ved er også kandidater til at være indikatorer for kontinuitet i tid.

Indsamlingsmetoder vil kun blive forklaret for de indikatorer der i de efterfølgende analyser er udvalgt som indikatorer (se "Resultater"). Følgende skal dermed forklares: Dødt ved, skovtype, afstand til vand, stød, tæthed af dødt ved, mega-træer, topografi, A1-lagets tykkelse, væltede træer, samt jordtype (Tabel 1).

En skala fra 1-9 er benyttet til at estimere værdien af flere variable (se Tabel 1), hvor 1 er den laveste værdi, og 9 er den største. En afstandsskala (0-6) opdelt i både point og klasser er også benyttet (se Tabel 1). Dødt ved indgår på forskellig måde flere steder blandt indikatorerne, og dataindsamling forklares samlet i det følgende.

Parametre for dødt ved: Dødt ved registreres for hele litraen, ikke blot for prøvefeltet. Mængden af dødt ved estimeres i hver af følgende 4 kategorier: væltede træer, knækkede træer, dødt ved på skovbunden >20 cm i diameter og stående døde træer >20 cm. Mængden estimeres ved hjælp af 1-9 skalaen, som kombinerer antal og størrelse af det døde ved (trin 1-3: få (1-2) træer, trin 4-6: nogle (3-5) træer, trin 7-9: mange (>5) træer, mens den finere skalainddeling i disse tre grupperinger benyttes for størrelsen af det døde ved, dvs. 2 store døde træer => trin 3). Samtidig registreres afstanden fra subplot til nærmeste døde ved i hver kategori.

Fra disse målinger fås parametrene *dødt ved* og *væltede træer* direkte. *Tæthed af dødt ved* skal beregnes ved at gennemsnittet af dødt ved multipliceres med point-afstanden til det nærmeste døde ved (maks. muligt: $9 \times 6 = 54$).

Skovtype: Mulighederne her er bøg, eg, eg/bøg, skovfyr, rødgran.

Afstand til vand: Afstand til vandløb eller sø vurderet på en point-skala fra 0-6, hvor 6 er tættest på (i subplottet) og 0 fjernest (>200 m væk, se Tabel 1 for afstandsskalaens klasseinddeling).

Stød: Mængden af træstubbe/stød vurderet på en skala fra 1-9 (samme skala som anvendt ved registrering af dødt ved).

Tabel 1. Skema til registrering af abiotiske/strukturelle parametre i skov. Yderligere parametre er blevet registreret (i alt 26) men blev ikke udvalgt i modellerne. Afstande til og mængde af dødt ved i litraen (afstande vurderes efter nedenstående pointskala 6-0), samt stød og megatræer.

Ved-parametre	Afstand	Få (1-2 stk)			Nogle (3-5 stk)			Mange (>5)		
	Point:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
1. Væltede træer										
2. Knækkede træer										
3. Dødt ved på skovbunden, med diameter > 20 cm										
4. Stående døde træer (Diameter > 20)										
Dødt ved, kombineret										= gnsn. af 1-4
Tæthed af dødt ved										= afstandspoint (højeste) x gnsn. af 1-4
Stød										
Megatræer (diameter > 100 cm => omkreds > 314 cm)										

Abiotiske forhold (afstand vurderes efter nedenstående skala 0.1-6)

Topografi i litraen		Fladt			Bakket			Stærkt kuperet		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9
Jordtype (sæt kryds)	Sand	Lerblandet sand			Sandblandet ler			Ler		
A1-lag (cm)										
Afstand til vand (sø eller vandløb)	Klasse									

Afstandsskala

Afstand i meter	I subplot	0-10 m	10-25 m	25-50 m	50-100 m	100-200 m	> 200 m
Svarer til point:	6	5	4	3	2	1	0
Svarer til klasse:	0.1	1	2	3	4	5	6

Megatræer: Mængden af træer med en diameter >100 cm (omkreds: >314 cm) i litraen vurderet på 1-9 skalaen (som ved dødt ved).

Topografi: Hele litraen vurderes på en skala fra 1-9, først kategoriseres i tre niveauer: fladt terræn (trin 1-3), bakket terræn (trin 4-6) og stærkt kuperet terræn (trin 7-9). Klassificeringen i disse tre kategorier finder sted ved at benytte "højdekurver" med ækvidistance på 2,5 m. Ligger disse tættere end 10 meter, er terrænet kuperet, mellem 10 og 40 meter er det bakket, og over 40 meter er det fladt (kortmateriale kan bruges). Den finere inddeling af skalaen beskriver hvor store dele af litraen der er domineret af terrænformen. Er hele litraen helt flad, gives værdien 1. Er hele litraen stærkt kuperet med ovenstående definition, gives værdien 9. Der er altså tale om skønsmæssige vurderinger der kan være behæftet med en del usikkerhed.

A1-laget: Tykkelsen af A1-laget angivet i cm. A1-laget er den første mineraljord (under humus-laget) der er farvet mere eller mindre mørk af organisk materiale. Prøven kan tages vha. et jordspyd.

Jordtype: Der kan vælges mellem typerne: sand, lerblandet sand, sandblandet ler og ler.

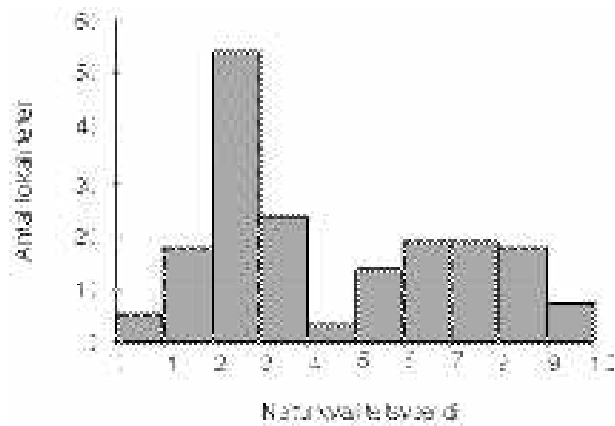
Naturkvalitetsværdien der skal benyttes i det neurale netværk (se afsnit 2.4), er estimeret ud fra data omkring de enkelte litraers urørthed (vildhed), kontinuitet (skovkontinuitet og urørthedskontinuitet) samt oprindelighed (selve skoven samt hovedtræart). Oplysninger blev indsamlet dels fra skovdistrikterne og dels fra kortmateriale (Videnskaberne selskabs kort fra ca. 1750-1800). De forskellige kvaliteter blev talt sammen og udtrykt på en skala fra 0-10 hvor 10 er den højst mulige naturkvalitet (Tabel 2). Dette udtryk for naturkvalitet er en måde at standardisere spørgsmålet på. Kriterierne for naturkvalitet er bestemt på forhånd, og de karakterer der udvælges til at beskrive/betegne kriterierne er brugt ensartet fra prøvefelt til prøvefelt. Alligevel er der tale om subjektiv bestemmelse. Man kunne have valgt flere eller færre karakterer eller endog andre og have benyttet disse som grundlag for naturkvalitetsværdien.

Til at betegne vildheden har vi valgt kategorierne gødskning, pesticider, jordbearbejdning, drift, dræning hvor fraværet af disse vil give maksimal vildhed (se Tabel 2). Kontinuitet i tid beskrives ved skovens kontinuitet og ved hvor længe et evt. urørt område har været urørt og er sat på skalaer med hhv. 5 og 4 trin. Kontinuitet i rum beskrives ved skovens og litraens areal. Oprindeligheden går på jordbund, flora og naturtype. Skove der sandsynligvis altid har været

Tabel 2. Eksempler på beregning af naturkvalitetsværdier, baseret på de udvalgte kriterier. Der gives point til litraen for hver kategori, der opfyldes (eks. 0-gø: der gives 1 point, når der ikke gødskes i området). NK kan antage værdier mellem 0-10, hvor 10 er maksimal naturkvalitet. V, K og O beregnes som et gennemsnit af deres kategorier i fht. det respektive kriteriums størst mulige pointsum, og NK-værdien beregnes ved multiplikation af V, K og O ($\times 10$).

Skov-litra	Vildhed, V						Kontinuitet, K					Oprindelighed, O			NK-værdi	
	D-gø	D-pe	D-jb	D-dri	D-dræ	W	Kont	Urø	SA	LA	K	Jord	Træ	Skov		O
Fussingø 11d	0	1	1	0	0	0.4	5	0	0	0	0.45	1	1	1	1	1.82
Fussingø 7a	1	1	1	1	1	1	5	4	0	0	0.82	1	1	1	1	8.18
Fussingø 27a	0	1	1	0	0	0.4	5	0	0	0	0.45	1	1	1	1	1.82
Fussingø 60c	1	1	1	1	1	1	5	2	0	0	0.64	1	1	1	1	6.36
Arresødal 342a	1	1	1	1	1	1	5	2	0	0	0.64	1	1	1	1	6.36
Arresødal 344a	1	1	1	1	1	1	5	1	0	0	0.55	1	1	1	1	5.45
Arresødal 346a	0	1	1	0	0	0.4	5	0	0	0	0.45	1	1	1	1	1.82
Arresødal 346a	0	1	1	0	0	0.4	5	0	0	0	0.45	1	1	1	1	1.82
Tisvilde 14Da	1	1	1	1	1	1	2	2	1	0	0.45	0	0	1	0.33	1.52
Tisvilde 271a	0	1	1	0	0	0.4	3	0	1	1	0.45	0	0	1	0.33	0.61
.
.
etc.

Følgende giver point: Vildhed: D-gø: ingen gødskning, D-pe: ingen pesticider, D-jb: ingen jordbearbejdning, D-dri: ingen drift, D-dræ: ingen dræning. Kontinuitet: Kont: Skovkontinuitet inddelt i 5 klasser, Urø: urørthedskontinuitet inddelt i 4 klasser Skovarealet, LA: Litraarealet. Oprindelighed: Jord: jordbund, Træ: hovedtræ oprindeligt, Skov: naturtype oprindelig.



Figur 5. Fordeling af naturkvalitetsværdier på skovlokaliteterne, i alt 181 prøvefelter.

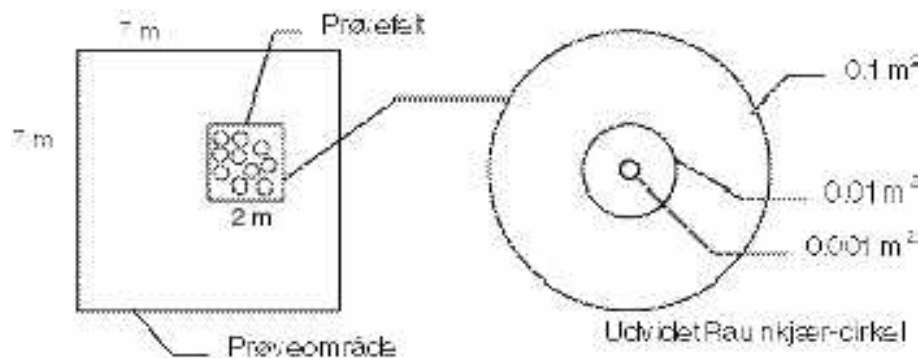
der, har oprindelig jordbund. Hvis den dominerende træart er oprindelig, gives point, og for naturtypen (skov) gives 1 point i alle tilfælde.

For at opnå et udtryk for naturkvalitetsværdien beregnes først et udtryk for hvert kriterium (V, K og O, se Tabel 2). Dette gøres ved at beregne et vægtet gennemsnit af de valgte kategorier – et gennemsnit, der vægtes i fht. den størst mulige pointsum for hele det pågældende kriterium. Beregningen for f.eks. Fussingø 11d (se Tabel 2) bliver således: $V = (0+1+1+0+0)/(1+1+1+1+1)$, $K = 5/(5+4+1+1)$ og $O = (1+1+1)/(1+1+1)$. Dernæst multipliceres disse værdier for at få naturkvalitetsværdien (NK-værdi, se Tabel 2). Også denne sammenregning af værdierne skal anses for subjektiv og kunne være udført på anden måde. Fordeling af naturkvalitetsværdier over de 181 plots er vist på Figur 5.

2.3.2 Ferskeng

På hvert område (42 områder) blev der udvalgt lokaliteter med henblik på så vidt muligt at repræsentere både natureng, kultureng, kær og højstaudesamfund inden for samme område. På hver lokalitet blev der udlagt et 7×7 m felt i et relativt homogent område. Homogenitet er søgt mht. fugtighed, drift og vegetationstype. Et subplot på 2×2 m blev udlagt tilfældigt inden for hvert prøvefelt. Dette subplot blev inventeret vha. 10 udvidede Raunkjær-cirkler à $0,1 \text{ m}^2$, tilfældigt placeret i et net i subplottet.

Rodfæstede karplanter blev registreret i de 10 Raunkjær-cirkler (se Böcher & Bentzon 1958) og evt. supplerende arter registreret både i 4 m^2 felter og i 49 m^2 feltet. Derefter kan karplanterne inden for et prøvefelt kvantificeres på en skala fra 0,2-30 (der bliver omsat til procent inden tallene bliver behandlet i naturkvalitetsmodellen). Der blev registreret i alt 154 taxa (slægter, arter eller underarter). Nomenklaturen følger Mossberg et al. (1994). Kimplanter blev ofte kun henført til slægtsnavn.



Figur 6. Illustration af placering af prøvelfelt og subplot inden for et subjektivt udvalgt prøveområde. Prøvelfeltet er inddelt i subplots ved 10 tilfældigt placerede udvidede Raunkjær-cirkler.

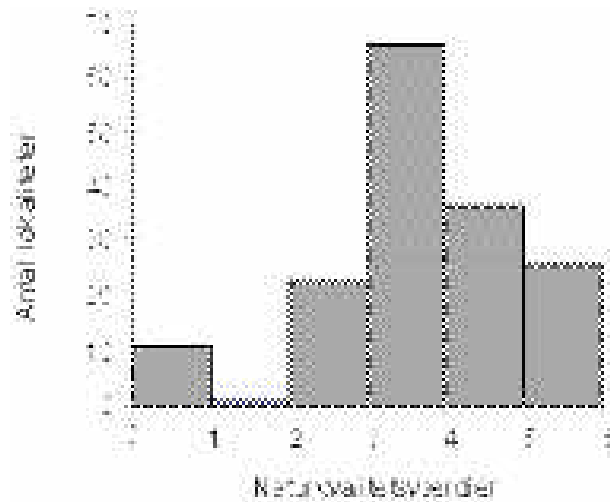
Strukturelle parametre blev registreret på lavbundsområderne, men ingen af disse parametre viste sig at være gode til at forudsige naturkvaliteten. Derfor bliver de ikke yderligere omtalt her.

Naturkvalitetsværdien der skal benyttes i det neurale netværk (se afsnit 2.4), er fastsat med udgangspunkt i kriterierne for naturkvalitet. Point blev givet ud fra data om de enkelte lokaliteters vildhed, kontinuitet og oprindelighed. Oplysningerne blev indhentet ved lokalitetsbesøg og studier af luftfotos (fra 1945-1996, skala 1:25.000, (enkelte med skala 1:10.000) stillet til rådighed af Kort- & Matrikelstyrelsen) og analyser af fosforindhold. De forskellige kvaliteter blev regnet sammen og omregnet, så værdierne varierer mellem 0 og 6 hvor 6 er maksimal værdi (Tabel 3). En skala med seks trin er valgt ud fra en betragtning om, hvor mange trin modellen skal kunne skelne. Der bør

Tabel 3. Eksempler på beregning af naturkvalitetsværdier, baseret på de udvalgte kriterier. Der gives point til prøvelfeltet for hver kategori, der opfyldes (eks. 0-gød: der gives 1 point, når der ikke gødes i området). NK-værdien kan antage værdier mellem 0-6, hvor 6 er maksimal naturkvalitet. V, K og O beregnes som et gennemsnit af deres kategorier i fht. det respektive kriteriums størst mulige pointsum, og NK-værdien beregnes ved multiplikation af V, K og O, og justering til 0-6 skalaen.

Lokalitet	Vildhed, V					Kontinuitet, K					Oprindelighed, O					NK-værdi	
	D-gød	D-ku	D-pl	D-dræ	V	Ald	Græs	Het	D-træ	K	Land	Jordb	Flora	Type	O		V x K x O
Krogshøj	0.9	0	3	0	0.5	3	1	3.5	1	0.7	0	3	1	0	0.5	0.16	1.04
Troldshøj	1	1	5	1	1.0	5	0	5	1	0.8	1	5	1	1	1.0	0.85	5.50
Løgtved	0.4	1	4	0	0.7	4	0	5.1	0	0.7	0	4	1	1	0.8	0.35	2.30
Ulvshøj	0	1	5	1	0.9	5	1	6	1	1.0	1	5	1	1	1.0	0.88	5.69
Gundsø m.	0	0	5	1	0.8	5	0	4.8	1	0.8	1	5	1	0	0.9	0.55	3.54
Uglestrup	0	0	5	0	0.6	5	1	5	0	0.8	0	5	1	0	0.8	0.40	2.58
Skifford	0	0	4	1	0.6	4	1	4.6	1	0.8	1	4	1	0	0.8	0.38	2.48
Skifford 2	0	1	5	1	0.9	5	1	4.9	1	0.9	1	5	1	1	1.0	0.80	5.21
.
.
etc.

Følgende giver point: Vildhed: D-gød: ingen gødskning, D-ku: ikke kulturland, D-pl: ingen pløjning, D-dræ: ingen dræning. Kontinuitet: Ald: engens alder inddelt i 5 klasser, Græs: ingen græsset, Het: engens græsningskontinuitet, D-træ: ikke træbesat. Oprindelighed: Land: oprindeligt landskab, Jordb: om driftshyppighed inddelt i 5 klasser, klasse 5 ikke omlagt, Flora: oprindelige (ikke indførte), Type: naturtypen eng oprindelig eller ej: kulturrenge ikke oprindelige.



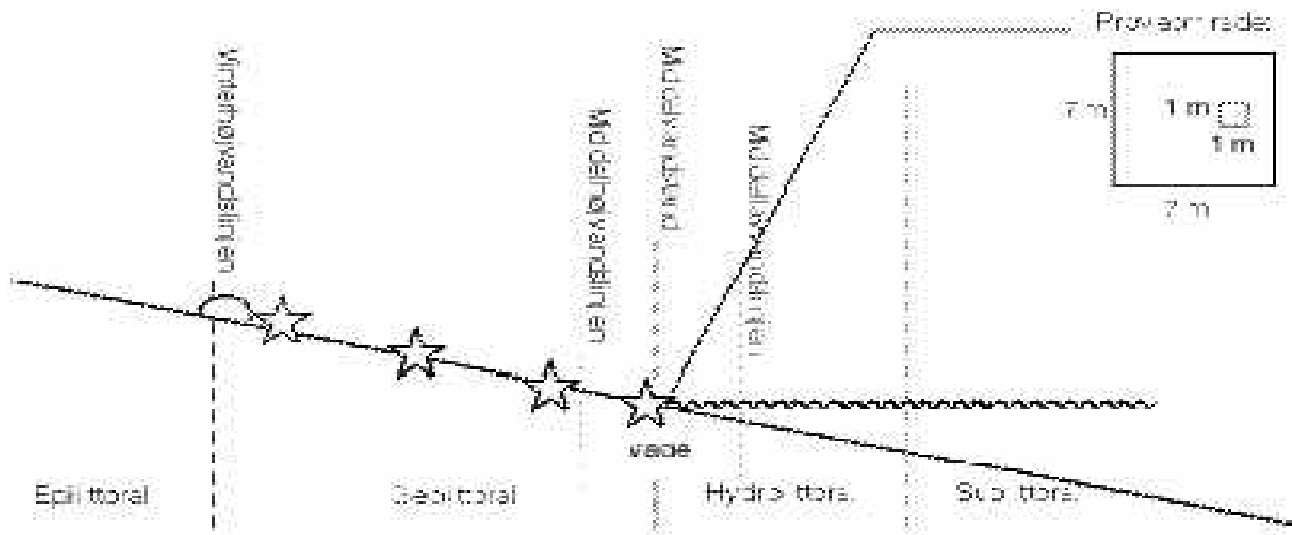
Figur 7. Fordeling af naturkvalitetsværdier på englokaliteterne, i alt 163 prøvefelter undersøgt i 1997.

fremover tages stilling til om alle naturkvalitetsskalaer skal forløbe fra 0-10 (som i skov), eller om den maksimale kvalitet skal være afhængig af naturtypens generelle grad af kulturpåvirkning.

Til at betegne vildheden er valgt gødskning, kulturpåvirkning, pløjning og dræning hvor fraværet af disse giver maksimal vildhed. Gødsningen blev bestemt ud fra størrelsen af fosfordepoter i jorden og inddelt i grader fra 0-1 (decimaltal). Pløjning og dræning blev bestemt ud fra luftfotos hvor tidspunktet for en evt. pløjning afgjorde antallet af point (upløjet område får 5 point (maks.)). Kulturrenge er enge hvor der generelt er spor efter sprøjtning, pløjning eller udsåning (visuelt bestemt). En separat søjle for pesticider er ikke med da disse oplysninger ikke blev indhentet. Kontinuitet i tid er angivet ved alder (tid siden evt. omlægning), græsning og heterogenitet (lang tids ekstensiv græsning giver heterogent miljø), samt ved manglen på trævækst tilbage til 1945 (bestemt vha. luftfotos). Oprindeligheden går på landskab, jordbund, flora og naturtype. Landskabets oprindelighed er bestemt ved fraværet af gennemgravninger (dræning), jordbundens oprindelighed vha. dyrkningsspor (ingen oplægning/dyrkning giver 5 point (maks.)), floraens oprindelighed vha. eventuelle indførte arter, typens oprindelighed på engen som naturtype. For hvert kriterium beregnes en gennemsnitsværdi (som et gennemsnit af de valgte kategorier i fht. deres pointsum), og disse er herefter multipliceret (se Tabel 3) for at få et udtryk for naturkvalitetsværdien (for eksempler se under skove). Det bør også her understreges at denne sammensætning af point er subjektiv og kunne være gjort på anden måde. Der kunne være inddraget flere og andre kategorier under de forskellige kriterier. Fordelingen af naturkvalitetsværdier over de 163 prøvefelter er vist i Figur 7.

2.3.3 Strandeng

På hver strandeng udlægges 1 m² prøvefelter i transekter ud mod vandet. I dataindsamlingen blev der indsamlet data fra 16 prøvefelter i 4 transekter fra hver strandeng, men ved bestemmelse af natur-



Figur 8. Illustration af udlægningen af 4 strandengsprøvefelter på én transekt (en prøvetagning skal bestå af to transekter). Stjerne symboliserer, hvor prøveområderne skal placeres: øvre hydrolittoral og nedre, mellemste og øvre geolittoral. Prøvefeltet er 1 m² stort og er placeret tilfældigt i et 7 × 7 m² homogent område.

kvalitet fremover anbefales at indsamle data fra 8 prøvefelter fordelt på 2 transekter. Hvis de 4 dominerende vegetationszoner (kvellerzonen, annelgræs-zonen, harril-zonen og jordbærkløver-zonen) er tydelige, fordeles de 8 prøvefelter med 2 i hver af zonerne (stadig udlagt på 2 transekter). Hvert 1 m² prøvefelt skal udlægges tilfældigt i et 7 × 7 m homogent felt.

Tabel 4. Skema til registrering af abiotiske/strukturelle parametre på strandeng. Yderligere parametre blev registreret (i alt 13) men blev ikke udvalgt i modellen.

Jordtype (sæt kryds)	Sand	Lerblandet sand	Sandblandet ler	Ler	Silt	Tørv
Fugtighed (i prøvefeltet)		Tørt		Fugtigt		Vådt
Blottet jord (procent dækning i prøvefelt)						
Organisk lag (cm)						
Tuer (antal i prøvefelt)						
Lær (antal i og omkring 7 × 7 felt)						
Salpander (antal i og omkring 7 × 7 felt)						

Jordtype Vurderes i prøvefeltet. Der kan vælges mellem sand, lerblandet sand, sandblandet ler, ler, silt og tørt. Disse indgår i datasættet som selvstændige parametre.

Fugtighed Vurderes i prøvefeltet. Der kan vælges mellem tørt, fugtigt og vådt.

Blottet jord Det vurderes hvor stor en procentdel blottet jord, der dækker i prøvefeltet.

Organisk lag En prøve tages med jordspyd, og højden af det organiske lag måles (cm).

Tuer Antal tuer i 7 × 7 m feltet.

Lær Antal i og grænsende op til 7 × 7 m feltet.

Salpander Antal i og grænsende op til 7 × 7 m feltet.

Tabel 5. Eksempler på beregning af naturkvalitetsværdier, baseret på de udvalgte kriterier. Der gives point til prøvelsfeltet for hver kategori, der opfyldes (eks. morf: 1-3 point afhængig af graden af fuldstændig strandengsmorfologi). NK-værdien kan antage værdier mellem 0-5, hvor 5 er maksimal naturkvalitet. V, K og O beregnes som et gennemsnit af deres kategorier i fht. det respektive kriteriums størst mulige pointsum, og NK-værdien beregnes ved multiplikation af V, K og O, samt en justering til skalaen 0-5.

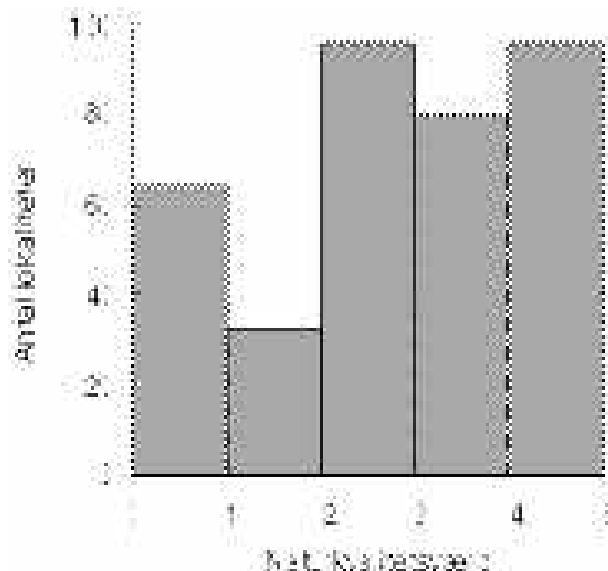
Lokalitet	Vildhed, V.				Kontinuitet, K.						Oprindelighed, O.					NK-værdi	
	Morf	D-pl	Vand	V	Tid	Rum	Eng/h.	Het.	Græs	K	Jordb	Flora	Fauna	Type	O		VxKxO
Fjordholmene	3	1	3	1	2	3	3	1.5	1	1	3	3	3	1	1	1	5
Egense	3	1	3	1	2	2	3	1.5	1	0.9	3	2	3	1	0.9	0.81	4
Mågerødde	3	1	3	1	2	2	3	0	1	0.8	3	2	2	1	0.8	0.61	3
Hjøræk Fjord	1	1	3	0.7	1	1	1	2.5	1	0.6	1	2	3	1	0.7	0.31	2
Udbyhøj	2	1	3	0.9	3	1	2	0.5	1	0.7	3	2	3	1	0.9	0.55	3
Dejret Ø hoved	3	1	3	1	2	2	3	2	1	1	3	3	3	1	1	0.95	5
.
.
etc.

Følgende giver point: Vildhed: Morfologi: hvor intakt strandengens morfologier: 1=lav, 3=høj, D-pl: ingen pløjning, vand: vandbevælgel
 Kontinuitet: Tid = kontinuitet og uberørthed (1=lav, 3=høj), Rum = saltengsområdets udstrækning (1 = <50 ha, 3 = >200 ha), Eng/het.
 Engmyre eller stor heterogenitet, Het. = strandengens heterogenitet generelt, Græs: engens græsset eller rej. Oprindelighed: Jordb: jord
 den urørt, Flora = floristisk værdi (1=lav, 3=høj), Fauna = faunistisk værdi (1=lav, 3=høj), Type: naturtypens oprindelighed.

I hvert prøvelsfelt registreres karplanternes dækningsgrad vha. van der Maarels skala som består af klasserne 1-9. Skalaen kombinerer frekvens og dækningsgrad (Økland 1990). Talværdien omsættes til procent ved at bruge klassernes midte. Desuden registreres supplerende arter i 7 x 7 m feltet. Der blev registreret i alt 139 taxa (slægter, arter og underarter). Nomenklaturen følger Mossberg et al. (1994). Kimplanter blev ofte kun henført til slægtsnavnet.

I alt 13 strukturelle/abiotiske parametre blev registreret: jordtype (6 kategorier), fugtighed, pH, tilstedeværelse af kalk, græsning, loer, saltpander, tuer, gul engmyre-tuer, blottet jord, store sten, førne, organisk lag, samt utm-koordinater. Disse parametre kan (undtagen utm-koordinaterne) direkte eller indirekte have relation til naturkvalitetsparametrene, f.eks. tilstedeværelsen af saltpander og loer der indicerer intakt strandengsmorfologi, og gule engmyre-tuer der indicerer lang græsningskontinuitet. Indsamlingsmetoden bliver for de parametre der blev udvalgt som indikatorer (se "Resultater"), forklaret nærmere i det følgende, dvs. parametrene: jordtype, loer, saltpander, organisk lag, tuer, blottet jord og fugtighed.

Naturkvalitetsværdier på de enkelte strandenge blev bestemt ud fra litteraturen. Beregningen blev foretaget efter samme principper som for de to øvrige naturtyper, men skalaen går i dette tilfælde fra 0 til 5 da antallet af lokaliteter er meget lavt i dette datasæt (Tabel 5). Når der er flere data til rådighed, vil det sandsynligvis være en fordel at tilpasse skalaen enten til en 0-10 skala eller til en skala der svarer til den grad af naturkvalitet, man maksimalt kan forvente på en strandeng sammenlignet med alle andre naturtyper (se "Diskussion"). Naturkvaliteten er estimeret ud fra oplysninger om de enkelte strandenges vildhed, kontinuitet og oprindelighed. Til vildheden hører en intakt strandengsmorfologi (3 point), ingen dyrkning/pløjning, intakt vandgennemstrømning (3 point). Kontinuitet omfatter



Figur 9. Fordeling af naturkvalitetsværdier på 368 prøvsteder fordelt over 20 strandene.

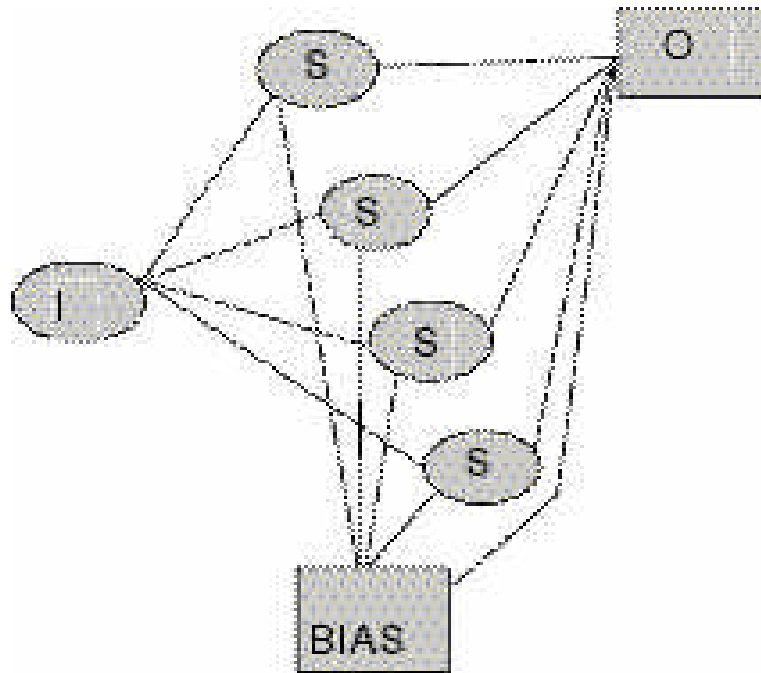
tid (3 points skala), rumlig udstrækning (3 points skala), tid i form af strukturelle karakterer (engmyrer og heterogenitet) samt græsning. Oprindelighed omfatter her jordbunden, floraen, faunaen (3 points skalaer) og naturtypen (1 point). Disse er også vurderet ud fra oplysninger i litteraturen. For at få et udtryk for naturkvalitetsværdien beregnes for hvert kriterium en gennemsnitsværdi (gennemsnit af de valgte kategorier i fht. deres pointsum), og disse er herefter multipliceret (for eksempler, se under skove).

Fordelingen af naturkvalitetsværdier over de 368 prøvsteder på 20 strandensområder er vist i Figur 9 (3 strandene blev inventeret to gange, derfor 368 prøvsteder).

2.4 Neurale netværk og modeller

Neurale netværk forsøger at efterligne den menneskelige hjernes læreprocesser (Hinton 1992). Den menneskelige hjerne genkender og forstår mange ret upræcise informationer med en utrolig sikkerhed og hastighed. I en søgen efter at forstå hvordan hjernen fungerer, har man lavet modeller over hjernens opbygning, bl.a. neurale netværk. Som et sideprodukt af denne forskning har man i dag programmer der kan "lære" en række opgaver som umiddelbart synes at være forbeholdt mennesker (eks. læsning af håndskrift, karaktergivning, rådgivning o.a.). Disse programmer standardiserer procedurer der tidligere implicit lå i menneskers håndtering af de samme arbejdsopgaver. Denne standardisering udnyttes til bestemmelse af naturkvalitet.

Neurale netværk er bygget op af kunstige neuroner der er indbyrdes



Figur 10. Neuralt netværk, eksemplificeret ved 1 input enhed, 4 skjulte neuronenheder og 1 output enhed. I = Input, S = Skjult neuronenhed, O = Output og BIAS = Kommunikationsenheder. Reproduceret efter Chatterjee & Laudato (1995).

forbundet i et net. I nettet er hver forbindelse mellem neuroner associeret med en modificerbar vægtning. Ved opbygning af et netværk er det således muligt at justere dels på antallet af forbindelser mellem neuroner og dels på vægtningen af den enkelte neuron og dermed dens betydning (Hinton 1992). Oftest er der i neurale netværk tre lag af enheder: Input enheder, skjulte enheder og output enheder (Fig. 10).

Netværket præsenteres for et træningsæt, dvs. et komplet sæt bestående både af input data og det ønskede output. Efter programmets første forsøg på at lave en model bestemmes forskellen mellem det reelle output fra modellen og det ønskede output. Forskellen mellem de to output søges derefter mindsket ved at justere vægtningen af hver forbindelse i netværket. I denne proces er det nødvendigt at vide, med hvilken hastighed fejlen ændrer sig når vægtningen ændrer sig. En algoritme til beregning af dette er den såkaldte backpropagation-metode. Denne er dog meget langsommelig, og en hurtigere metode benyttes i den type netværk der er anvendt her. I begge tilfælde kan gentagne justeringer lede frem til den mindst mulige fejl mellem det reelle og det ønskede output. Således opnås en model med en sammensætning og vægtning af parametre som giver den bedst mulige forudsigtelse ud fra de givne input data. Denne egenskab ved neurale netværk udnyttes her til sammenstilling af et sæt indikatorer for naturkvalitet.

2.4.1 Netværksmodeller

De udarbejdede modeller til bestemmelse af naturkvalitet er konstrueret ved hjælp af det neurale netværk betegnet: KnowMan Analyser.

KnowMan Analyser er et second generation LUT(Look Up Table)-netværk som kombinerer neural netværksteknologi med mønstergenkendelsesteknologi. Herved opnås først og fremmest en væsentlig lettelse af optræningen af netværket fordi man letter den tidskrævende træningsproces som er karakteristisk for traditionelle neurale netværk, baseret på backpropagation-metoden.

Baggrunden for modellerne er træningssæt bestående af de data vedrørende enge, skove og strandenge som er blevet indsamlet under naturkvalitetsprojektet. Træningssættene består af to dele, dels data om vegetation og strukturer på lokaliteterne og dels data om vildhed, oprindelig og kontinuitet (se afsnit 2.1 og 2.3) på de samme lokaliteter. Disse data har leveret hhv. "input data" og "ønskede output data". Netværket konstruerer ud fra dette en model som bestemmer naturkvaliteten ud fra input data (se afsnit 2.3). De modeller som KnowMan Analyser laver, udvælger de parametre blandt input data som er bedst egnede til at estimere naturkvaliteten. Det vil sige at antallet af arter og evt. også strukturparametre som skal indsamles i forbindelse med anvendelse af modellerne, bliver meget lavere end antallet af parametre i træningssættet. Typisk anvender en model færre end 20 parametre. Hermed kan arbejdet med at indsamle de nødvendige data til bestemmelse af naturkvalitet reduceres betydeligt.

2.4.2 Modelkvalitet

Når man laver modeller ved hjælp af et neuralt netværk, afhænger modellernes kvalitet af træningssættets egenskaber. Jo bedre træningssæt, desto bedre modeller kan KnowMan Analyser konstruere.

Det er vigtigt at man har indsamlet oplysninger om relevante parametre. Dette er særligt vigtigt i tilfældet med naturkvalitet hvor det neurale netværk ikke i træningssættet får de oplysninger som naturkvalitetsværdien oprindeligt er baseret på. Den naturkvalitet som modellen relaterer træningssættet til, er bestemt ved hjælp af oplysninger om f.eks. lokaliteternes historie med hensyn til drift, lokalitetens uberørthed osv. Da vi heller ikke på forhånd kender de parametre, f.eks. plantearter som er bedst til at estimere kvaliteten, er det vigtigt at alle eller så mange oplysninger som muligt er inkluderet i træningssættet. Dette er kun delvist tilfældet her hvor der er sket en forhåndsprioritering ved (næsten) udelukkende at anvende dækningen af de højere planter. En af grundene til valget af karplanter er hensynet til modellernes praktiske anvendelighed. Andre organismer kunne formentlig være lige så relevante eller mere på nogle punkter, men det nytter ikke noget at konstruere modeller som er baseret på f.eks. mosser, svampe og insekter hvis kun en lille håndfuld eksperter er i stand til at artsbestemme disse grupper.

Med et meget lille træningssæt kan man godt få modeller som tilsyneladende har en meget høj egenkvalitet. Men de vil kun kunne anvendes inden for træningssættet fordi programmet som laver modellen vælger de parametre som passer bedst, uden hensyn til om de har en bredere relevans eller ej. F.eks. lavede programmet en model som

bestemte naturkvaliteten på strandenge udelukkende på baggrund af længde- og breddeangivelse (utm-koordinaterne). Men et stort træningssæt kan også være snævert; derfor er det vigtigt at sørge for at træningssættet ikke blot er stort, men også at det repræsenterer den pågældende naturtype.

Modellens kvalitet med hensyn til bestemmelse af naturkvalitet på nye lokaliteter afhænger netop af hvor godt naturtypen er repræsenteret i træningssættet. Uden en bred repræsentation i træningssættet kan vi ikke være sikre på, at modellens resultat er det rigtige. Denne anvendelseskvalitet afhænger af hvor godt lokaliteterne i træningssættet repræsenterer den pågældende vegetationstype i Danmark. Det er f.eks. vigtigt i de tilfælde hvor en naturtype forekommer på flere forskellige jordbundstyper hvor der kan være tale om gradienter mht. nedbør, temperatur, salinitet og lys m.m. Endelig kan geografiske og topografiske forhold spille en rolle, f.eks. i form af spredningsbarrierer. Alle sådanne forhold kan påvirke en given vegetationstypes artssammensætning og bør derfor ideelt set være repræsenteret i træningssættet hvis de konstruerede modeller skal kunne anvendes i praksis. På den anden side kan en sådan proces let ende med at næsten alle lokaliteter argumenteres ind i træningssættet hvilket både er arbejdskrævende og overflødig gør modellen. Men det er vigtigt at udvælgelsen af de lokaliteter som indgår i træningssættet, sker efter principper som sikrer at naturtypens variationsbredde i Danmark er repræsenteret i træningssættet. I dataindsamlingen i dette projekt er en del af den geografiske og naturlige variation i naturtyperne søgt dækket ved at inddele Danmark i regioner, men da også variationen i naturkvalitet skulle tilgodeses, er det vanskeligt at gøre dækningen fuldstændig på alle punkter (se "Diskussion").

Ved som øvelse at anvende en del af træningssættet som testsæt kan man få en bestemmelse af den gennemsnitlige fejl man begår ved at anvende modellen til bestemmelse af naturkvalitet. De modeller som præsenteres, her anvender dog hele datasættet som læresæt da dette sikrer den bedste modelkvalitet.

2.4.3 "Average Error" og "Average Information Gain"

"Average Error" og "Average Information Gain" er de udtryk Know-
Man Analyser bruger til at karakterisere kvaliteten af de konstruerede modeller.

Average Error udtrykker modellens gennemsnitlige fejlbestemmelse af naturkvaliteten sammenlignet med værdien i træningssættet og er altså et udtryk for hvor godt modellen fitter til de indgående data. Average Error er ved numeriske output den lineære residual, dvs. gennemsnittet af afvigelsen mellem træningssættets output værdi for de enkelte prøvefelter og den predikterede værdi ved en krydsvalidering:

$$\begin{aligned} \text{Average Error (pr. felt)} &= \frac{3(|x_i - X_i|)}{n} \\ \% \text{ Average Error (pr. enhed)} &= \frac{3(|x_i - X_i|)/n}{(X_{\max} - X_{\min})} * 100\%, \end{aligned}$$

hvor x_i er modellens forudsigtelse af output for prøvelfelt i og X_i er træningssættets output værdi for prøvelfelt i ; n er antallet af prøvelfelter; X_{\max} og X_{\min} er yderpunkterne for output-værdierne i træningssættet.

Average Information Gain er et udtryk for, hvor godt modellen udnytter den information, der ligger i træningssættet. Det er mere præcist end Average Error og bruges til at korrigere for skæve fordelinger i træningssættet, der kan gøre Average Error sværere at gennemskue. Average Information Gain kan udtrykkes således:

$$\begin{aligned}\% \text{ Average Information Gain} &= (1 - (\text{Average Error} / \text{Stat Error})) * 100 \\ \text{Stat Error} &= 3(|X_{\text{mean}} - X_i|) / n\end{aligned}$$

hvor Stat Error er den mindste fejl man kan opnå ved for alle prøvelfelter at prediktere den samme værdi (dette vil for numeriske output sige gennemsnitsværdien af output)

En model er således god når Average Error er lille og Average Information Gain er stor. Mens modellen bygges, indgår flere og flere parametre hvorfor de to mål vil hhv. falde og stige undervejs i parameterudvælgelsen. Når modellen ikke vinder yderligere ved at medtage flere parametre, stoppes udvælgelsesprocessen, og modellen justeres en sidste gang for at opnå den bedst mulige vægtning med disse parametre (derfor falder hhv. stiger Average Error og Average Information Gain en smule, også efter at den sidste parameter er udvalgt).

2.4.4 Kontrolmodeller

Risikoen for at modellen fejlbestemmer naturkvaliteten på et område er søgt mindsket ved at anvende to forskellige modeller til bestemmelse af naturkvaliteten i hvert tilfælde. Der kan enten være tale om to alternative modeller som bygger på forskellige datatyper eller en hovedmodel og en kontrolmodel. Kontrolmodellen er da baseret på et reduceret datamateriale hvor alle eller hovedparten af de parametre der anvendes i den første model er fjernet således at kontrolmodellen bestemmer naturkvaliteten ved hjælp af alternative parametre. Dette er også grunden til at kontrolmodellen bliver af dårligere kvalitet end hovedmodellen. Ved at vælge en fremgangsmåde hvor man anvender begge modeller til bestemmelse af naturkvaliteten, kan man mindske risikoen for at modellen bestemmer naturkvaliteten forkert fordi en eller flere af de udvalgte parametre ikke forekommer på lokaliteten af årsager som ikke hænger sammen med naturkvaliteten. Sådanne årsager kan som ovenfor beskrevet f.eks. være geografiske eller klimatiske. Uoverensstemmelse mellem de to modeller peger på at det vil være værd at søge yderligere informationer, mens overensstemmelse øger chancen for at bestemmelsen er korrekt, dog uden nødvendigvis at være en garanti for en korrekt bestemmelse. Det er med andre ord vigtigt at man ikke kobler hovedet fra og stoler blindt på modellerne. Modellernes estimat må snarere betragtes som vejledende end som en endegyldig fastsættelse af naturkvaliteten.

3 Resultater

3.1 Modeller for skov

Hovedmodellen til bestemmelse af naturkvaliteten i skove hedder **SkovNK.net**. Denne model er baseret på det totale datasæt som består af samhørende oplysninger om 181 plots, 204 taxa (slægter, arter eller underarter) plus 26 struktur/abiotiske parametre samt naturkvalitetsværdier. Input-filen bestod af data om 204 taxa og 26 strukturer fordelt på de 181 prøvefelter, mens output-filen bestod af naturkvalitetsværdier for de 181 prøvefelter.

Udover hovedmodellen præsenteres kontrolmodellen **Skovkontrol.net**. Denne har kun en parameter fælles med hovedmodellen, denne parameter er skovtype.

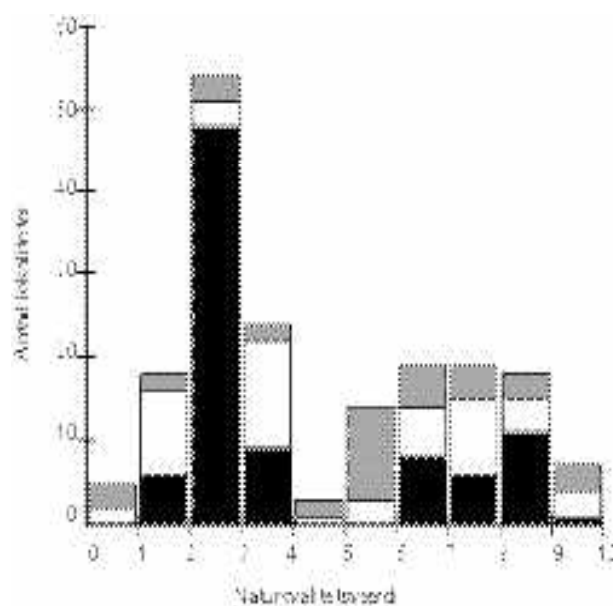
Selv om der indgår mange lokaliteter i træningssættet, så er kategorien skove så uensartet at det er et spørgsmål om træningssættet er stort nok. Formentlig er nogle typer af skov ikke repræsenteret i træningssættet, mens andre måske er underrepræsenteret. Problemet er både at nogle typer af skov er sjældne (se Appendix 1), og at nogle naturkvaliteter er sjældne (se Fig. 5).

Fordi bøgeskov er den almindeligste skovtype i træningssættet (95 prøvefelter), har den fået sin egen model: **Bøgeskov.net**. Denne model fungerer på tilsvarende måde som de to ovenstående modeller og er derfor ikke forklaret nærmere end hvad der fremgår af afsnittet "Model for bøgeskov" nedenfor.

Kvalitet af modellen SkovNK.net

Average Error: 10,74%

Average Information Gain: 56,36%



Figur 11. Figuren viser hvor god modellen SkovNK.net er til at bestemme naturkvaliteten inden for hver NK-værdi på datasæt, som er af samme type som træningssættet (sammenlign med Figur 5). Den sorte del af søjlen (nederste del) angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den grå del (øverste) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til SkovNK.net

I Tabel 6 ses resultatet af parameterudvælgelsen, og hvordan hver udvalgt parameter trin for trin øger modellens evne til at bestemme naturkvalitet. Når modellen ikke længere forbedres af tilkommende parametre, stopper parameterudvælgelsen. De udvalgte parametre er i tabellen også anført i den kode/form som de skal indføres i SkovNK.net på for at blive forstået af modellen (søjle 5). Det ses at det er strukturparametrene som sikrer modellen størstedelen af dens kvalitet.

Tabel 6. Resultat af parameterudvælgelsen til SkovNK.net

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af Træningssets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Dødt ved	19,08%	{22,5%}	Deadwood
2	Skovtype	17,92%	{27,2%}	Foresttype
3	Afstand til vand	16,37%	{33,5%}	Distwater
4	Stød	15,82%	{35,7%}	Stump
5	Tæthed af dødt ved	14,76%	{40,0%}	Densdead
6	Megastore træer	13,99%	{43,2%}	Treernega
7	Håret Frytle	13,39%	{45,6%}	LUZUPIL6
8	Hedelyng	13,24%	{46,2%}	CALUVUL6
9	Blå Anemone	13,03%	{47,1%}	HEPANOB6
10	Vellugtende Gulaks	12,84%	{47,9%}	ANTXODO6
11	Topografi	12,75%	{48,2%}	Topograp
12	Almindelig Brambær	12,31%	{50,0%}	RUBUPL4
13	Eg (frøplante)	12,31%	{50,0%}	QUERPET3
14	Gærde-Vikke	12,24%	{50,3%}	VICISEP6
15	Pille-Star	11,72%	{52,4%}	CAREPIL6
	{justering}	10,74%	{56,4%}	

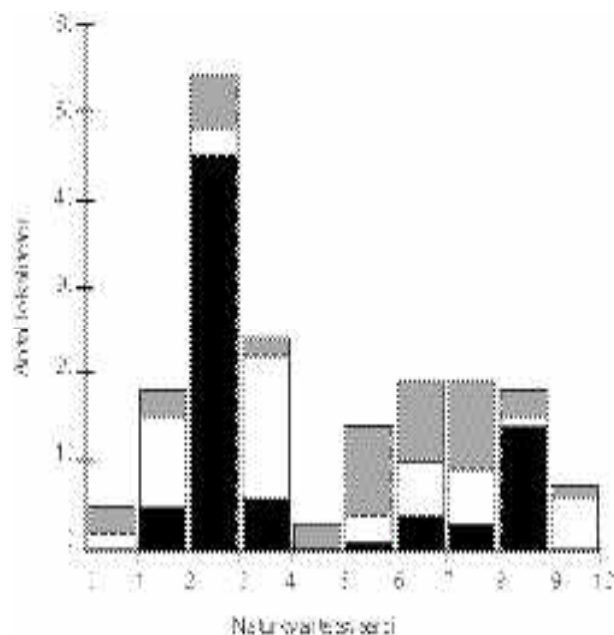
3.1.1 Kontrolmodel for skov

Kontrolmodellen anvender som nævnt et næsten helt andet sæt parametre til bestemmelsen af naturkvaliteten. Kvalitetsbeskrivelse og parameterudvælgelse foregår på tilsvarende måde som ved hovedmodellen. Derfor angives i det følgende kun de vigtigste beskrivende elementer uden overflødig forklarende tekst. Input-filen bestod af 196 taxa plus 20 strukturer for 181 prøvefelter og output-filen af naturkvalitetsværdierne for prøvefelterne.

Kvalitet af modellen Skovkontrol.net

Average Error: 13,93%

Average Information Gain: 43,39%



Figur 12. Figuren viser hvor god kontrolmodellen Skovkontrol.net er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt, som er af samme type som træningssættet. Den sorte (nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert. Den grå (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til Skovkontrol.net

Tabel 7. Resultat af parameterudvælgelsen til Skovkontrol.net

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af Træningssættets Information	Kode i KnowMan Analyser
1	Skovtype	22,41%	(9,0%)	Foresttype
2	Alt dødt ved	16,73%	(32,0%)	Deadwoomb
3	Skov-Star	16,51%	(32,9%)	CARESYL6
4	Akselblomstret Star	15,99%	(35,0%)	CAREREM6
5	Rederød	15,56%	(36,8%)	NEOTNID6
6	Fjærbregne	15,25%	(38,1%)	ATHYFIL6
	(justering)	13,93%	(43,4%)	

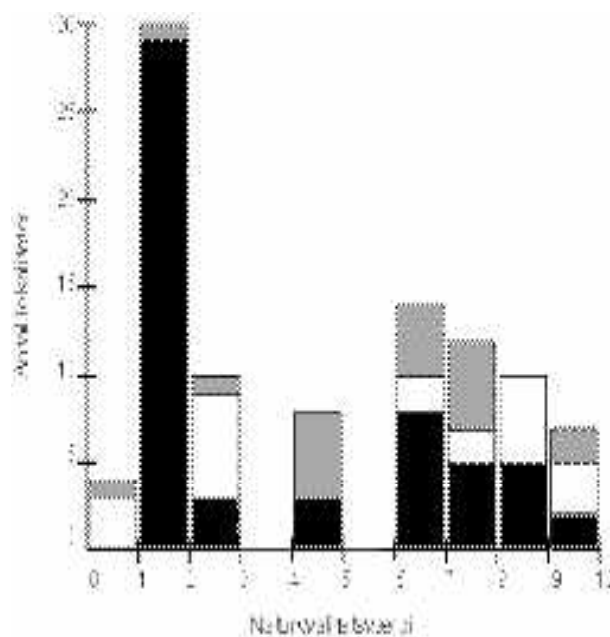
3.1.2 Model for Bøgeskov

Denne type er som supplement behandlet selvstændigt. Hvis man har et datasæt fra en litra som entydigt kan defineres som bøgeskov, kan man vælge at anvende denne model alene eller som supplement til SkovNK.net. Input-filen bestod af 136 taxa og 25 strukturer for 95 prøvefelter og output-filen af naturkvalitetsværdier for prøvefelterne.

Kvalitet af modellen Bøgeskov.net

Average Error: 10,66%

Average Information Gain: 63,51%



Figur 13. Figuren viser hvor god modellen **Bøgeskov.net** er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt af samme type som træningssættet. Den sorte (nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, og den grå (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til Bøgeskov.net

Tabel 8. Udvalgte parametre til Bøgeskov.net

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af Træningssættets Information	Kode i KnowMan Analyser
1	Tæthed af dødt ved	18,01%	(38,3%)	Densdead
2	Stød	16,25%	(44,4%)	Stump
3	Fjærbregne	14,93%	(48,9%)	ATHYFIL6
4	Megatræer	13,74%	(53,0%)	Treemega
5	Lund-Rapgræs	13,00%	(55,5%)	POANEM6
6	Jordtype (ustring)	12,61%	(63,5%)	Soiltype

3.1.3 Skovmodellerne

Skovmodellernes udvalgte parametre er både strukturparametre og karplantearter. Den første model er sammensat af i alt 15 parametre, som ses i Tabel 6. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 10,74% og udnytter omtrent halvdelen af informationen i datasættet (56,36%). Fejlbestemmelserne fordeler sig således: På 69% af de undersøgte lokaliteter gætter modellen rigtigt i forhold til træningssættets værdi, på 18% gætter den én klasse ved siden af, og på 13% gætter modellen 2 eller flere klasser forkert. Fejlbestemmelserne er nogenlunde jævnt fordelt over forskellige egne af landet. Den anden model, kontrolmodellen, der køres sideløbende med førstnævnte model, består af i alt 6 parametre som ses i Tabel 7. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 13,93% og udnytter knap halvdelen af informationen i datasættet (43,39%). Denne model bestemmer rigtigt i forhold til træningssættets værdier på 43% af lokaliteterne, gætter én værdi forkert på 29% og mere end én værdi forkert på 28% af lokaliteterne.

Modellen for bøgeskov (Tabel 8) har en gennemsnitlig fejl på 10,66% og Average Information Gain er på 63,51%. Toogfirs procent af modellens naturkvalitetsværdier er i overensstemmelse med træningssættets, mens modellen estimerer én værdi og mere end én værdi fra træningssættets værdi på hhv. 10 og 8% af lokaliteterne.

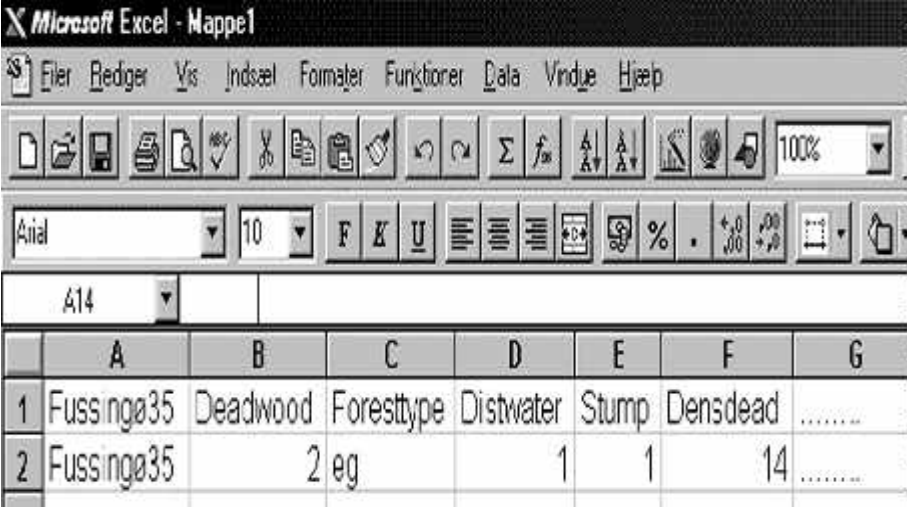
3.1.4 Manual for skov

For at anvende modellerne til bestemmelse af naturkvaliteten på en skovlokalitet indsamles oplysninger om strukturparametre og om abundans for de arter som er listet i Tabel 6, 7 og 8 og efter de metoder som fremgår af afsnit 2.3. Disse værdier indtastes i et Excel-regneark efter følgende fremgangsmåde (Tabel 9).

1. I søjle A, række 1 i regnearket (EXCEL) indtastes ID (lokalitetens/datasættets navn)
2. I regnearket indtastes fra Søjle B og fremefter parameternavnet på den måde som det er opgivet i søjle 5 i Tabel 6 og 7 eller Tabel 8.
3. I søjle A, række 2 indtastes lokalitetsnavn og dernæst i de følgende søjler parameterværdierne for parametrene som er skrevet ovenfor i række 1. Hvis arterne/strukturene ikke er fundet på lokaliteten, indføres abundansen/hyppigheden som 0 i regnearket.
4. Regnearket gemmes som tekstfil (tabulatorsepareret).
5. *Nu kan regnearket åbnes i det neurale netværk og ved at anvende én eller flere af skovmodellerne kan naturkvaliteten bestemmes.*

Trin 5 mangler endnu at blive gjort brugertilgængeligt. Så indtil videre kan naturkvalitetsbestemmelsen ske ved at indsende data til DMU.

Tabel 9. Illustration af hvorledes data indtastes i et regneark så de kan bruges i modellerne fra det neurale netværk. De koder der er angivet ud for de udvalgte parametre (se Tabel 6-8), skal benyttes. Efter indtastningen gemmes filen som en tabulatorseparatoreret tekstfil som herefter kan importeres i modellen i det neurale netværk.



The screenshot shows the Microsoft Excel interface with a menu bar (Filer, Rediger, Vis, Indsæt, Formater, Funktioner, Data, Vindue, Hjælp) and a toolbar. The active cell is A14. The data table below is as follows:

	A	B	C	D	E	F	G
1	Fussingø35	Deadwood	Foresttype	Distwater	Stump	Densdead
2	Fussingø35	2 eg		1	1	14

3.2 Modeller for ferskeng

Modellerne til bestemmelse af naturkvaliteten på ferske enge består af en hovedmodel **Engarter.net** og en kontrolmodel **Engkontrol.net** som er uden fælles parametre. I tilfældet ferske enge har der ikke været nogen informationsgevinst ved at anvende de indhentede ikke-artsrelaterede parametre. Begge modeller anvender derfor udelukkende abundansen af de arter som KnowMan Analyser udvalgte ved parameterudvælgelsen. Træningssættet består af artslistes, 154 taxa med tilhørende abundanser, fra 163 prøvefelter og naturkvalitetsværdier for de samme 163 prøvefelter.

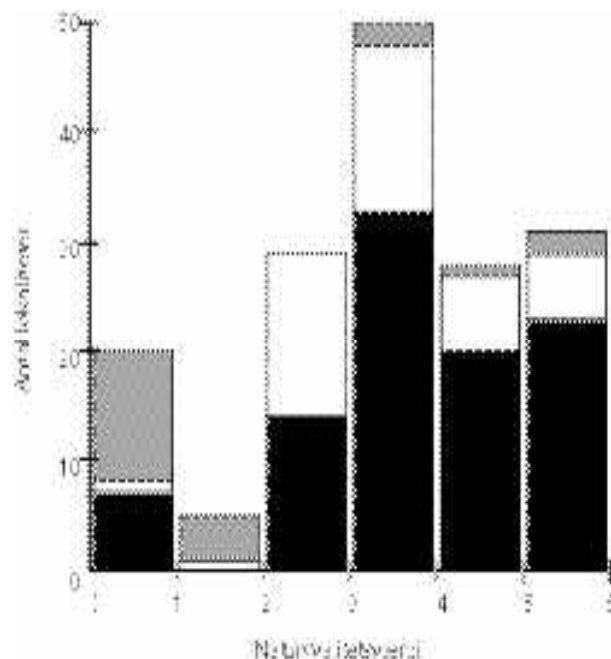
Modellerne er baseret på data indsamlet i 1997. Data blev indsamlet på skalaerne 4 m² og 49 m². Der blev konstrueret modeller på basis af begge, men de fremkomne modeller er af samme kvalitet hvadenten de er baseret på 4 m²-datasættet eller 49 m²-datasættet. Derfor er det 4 m²-datasættet der præsenteres da dette medfører nogle fordele på indsamlingssiden og også med hensyn til muligheden for at fodre modellen med flere indsamlinger fra den samme lokalitet uden at indsatsen bliver urimelig stor. Ved denne fremgangsmåde opnås en mere sikker bestemmelse af naturkvaliteten, jf. fremgangsmåden beskrevet ved strandenge. Der eksisterer også data indsamlet i 1996, hvor vegetationen blev beskrevet ved hjælp af dækningsgraden. Dette gør, at data ikke er direkte sammenlignelige med dem fra 1997. Modeller frembragt ved at benytte 1996 data viste mht. modelkvalitet ikke væsentlige forskelle fra modellerne Engarter.net og Engkontrol.net. Der er en lille kvalitetsforskel i 1996-datasættets favør hvilket formentlig ikke skyldes indsamlingsmetoden (se Appendix 3). Den mest sandsynlige årsag er at fordeling af naturkvaliteter i 1997-data-

sættet er mere ujævn. Det vurderes at metoden anvendt i 1997 er den mest anbefalelsesværdige i overvågningssammenhæng pga. en bedre indsamlingsmetode i felten.

Kvalitet af modellen Engarter.net

Average Error: 12,06%

Average Information Gain: 42,75%



Figur 14. Figuren viser hvor god modellen **Engarter.net** er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt, som er af samme type som træningssættet (sammenlign med Figur 7). Den sorte (nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den grå (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til Engarter.net

I Tabel 10 ses resultaterne af parameterudvælgelsen for enge. Hver udvalgt parameter øger modellens evne til at bestemme naturkvalitet. Da modellen ikke længere blev forbedret af tilkommende parametre, stoppede parameterudvælgelsen. De udvalgte parametre er i tabellen også anført i den kode/form hvori de skal indføres i **Engarter.net** for at blive forstået af modellen (søjle 5).

Tabel 10. Udvalgte parametre til modellen Engarter.net

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af Træningssættets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Kragefod	19,70%	(6,5%)	Potentilla palustris
2	Grøn Star	18,68%	(11,3%)	Carex demissa
3	Maj-Gøgeurt	17,78%	(15,6%)	Dactylorhiza majalis
4	Rødkløver	17,29%	(17,9%)	Trifolium pratense
5	Eng-Froldurt	16,70%	(20,7%)	Pedicularis palustris
6	Krybende Hestegras	16,16%	(23,3%)	Holcus mollis
7	Tranebær	15,85%	(24,7%)	Vaccinium oxycoccos
8	Blære-Star	15,51%	(26,3%)	Carex vesicaria
9	Vild Hør	15,22%	(27,7%)	Linum catharticum
10	Hedelyng	14,80%	(29,7%)	Calluna vulgaris
11	Læge-Baldrian	14,62%	(30,6%)	Valeriana officinalis
12	Dun-Birk	14,35%	(31,9%)	Betula pubescens
13	Liden Andemad	14,19%	(32,6%)	Lemna minor
14	Stor Nælde	14,18%	(32,6%)	Urtica dioica
15	Kødfarvet Gøgeurt	13,94%	(33,8%)	Dactylorhiza incarnata
16	Ager-Tidsele	13,33%	(36,7%)	Cirsium arvense
17	Brødbladet Skjaller	13,30%	(36,9%)	Rhinanthus minor
18	Gederams	13,19%	(37,4%)	Epilobium angustifolium
19	Alm. Fredløs	13,14%	(37,6%)	Lysimachia vulgaris
20	Rødel	12,91%	(38,7%)	Alnus glutinosa
21	Tråd-Siv	12,67%	(39,8%)	Juncus filiformis
	(justering)	12,06%	(42,8%)	

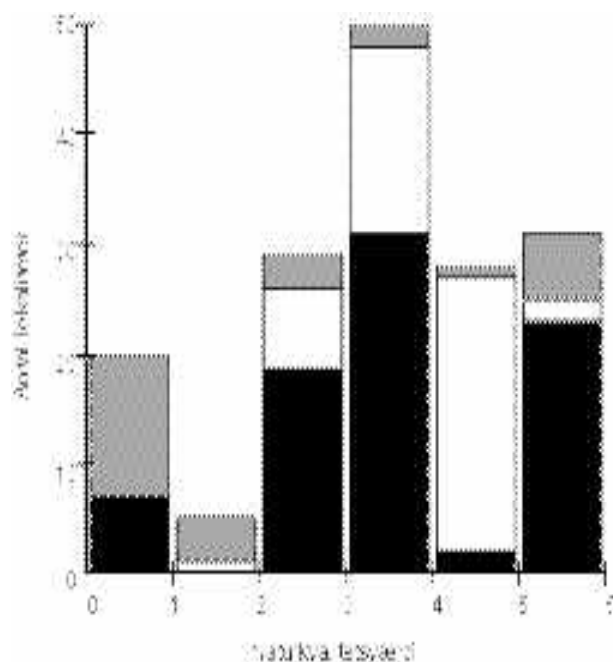
3.2.1 Kontrolmodel for enge 1997

De parametre der blev udvalgt til modellen **Engarter.net**, blev udelukket fra træningssættet. Derefter blev netværket kørt igen, og en model blev konstrueret ud fra de resterende mulige parametre, dvs. 133 taxa med abundanser fra 163 prøvsteder og deres naturkvalitetsværdier.

Kvalitet af modellen Engkontrol.net.

Average Error: 13,71%

Average Information Gain: 34,89%



Figur 15. Figuren viser hvor god modellen Engkontrol.net er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt som er af samme type som træningssættet. Den sorte del af søjlen (nederst) angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den grå (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til Engkontrol.net

Tabel 11. Udvalgte parametre til modellen Engkontrol.net

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Hirse-Stor	20,21%	{4,0%}	Carex panicea
2	Smalbladet Kærluld	19,15%	{9,1%}	Eriophorum angustifolium
3	Kærlsvovlrød	18,24%	{13,4%}	Peucedanum palustre
4	Bukkeblad	17,76%	{15,6%}	Menyanthes trifoliata
5	Mælkebøtte	17,04%	{19,1%}	Taraxacum species
6	Mangeblomsret Frytle	16,56%	{21,4%}	Luzula multiflora
7	Alm. Røllike	16,31%	{22,6%}	Achillea millefolium
8	Næb-Star	15,46%	{26,6%}	Carex rostrata
9	Grå-Star	15,00%	{28,8%}	Carex canescens
10	Top-Star	14,96%	{28,9%}	Carex paniculata
11	Kærl-Star	14,64%	{30,5%}	Carex acutiformis
12	Langokset-Star	14,55%	{30,9%}	Carex appropinquata
13	ØretPil	14,52%	{31,0%}	Salix aurita
14	Hunde-Hvene	14,43%	{31,5%}	Agrostis canina
15	Høj Sødgræs	14,38%	{31,7%}	Glyceria maxima
16	Alm. Skjoldrager	14,22%	{32,5%}	Scutellaria galericuata
17	Tormenti	14,03%	{33,4%}	Potentilla erecta
	{justering}	13,71%	{34,9%}	

3.2.2 Engmodellerne

Engmodellernes udvalgte parametre (= indikatorer) til bestemmelse af naturkvalitet er vist i hhv. Tabel 10 og 11. Begge modeller består som sagt udelukkende af karplantearter. Den første model består af i alt 21 arter og har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 12,06% og udnytter under halvdelen af informationen i datamaterialet (42,75%). Nioghalvtreds procent af lokaliteterne får den samme værdi fra modellen som i træningssettet, 33% af lokaliteterne bestemmes én værdi forkert, og 9% bestemmes mere end én værdi forkert i forhold til træningssættets værdi. For lokaliteterne med replikater blev 27/29 (93%) bestemt korrekt, mens kun 2/29 blev bestemt én værdi forkert i forhold til træningssættets værdi.

Den anden model er sammensat af i alt 17 arter. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 13,71 % og udnytter kun godt en tredjedel af informationen i datamaterialet (34,89 %). Kvaliteten af denne model er således som forventet dårligere end den første model, da de først udvalgte parametre er udelukket fra den anden model. Modellen estimerer naturkvaliteten rigtigt for 47% af lokaliteterne, én værdi forkert for 36% og mere end én værdi forkert for 17% af lokaliteterne. For lokaliteterne med replikater blev i dette tilfælde 17/29 (59%) bestemt korrekt, mens 12/29 (41%) blev bestemt én værdi forkert i forhold til træningssættets værdi.

Ved at teste en mindre del (20 prøvefelter) af datamaterialet mod en model baseret på de resterende lokaliteter kan man ved at gentage proceduren med forskellige testsæt få en idé om hvor godt træningssættet repræsenterer lokalitetstypen ferskeng i Danmark. Et forsøg viste at der er nogle ferskenge hvis naturkvalitet modellen ikke er særlig god til at estimere, og fejlbestemmelsen bliver som forventet større. Forsøgsmodellen (der således blev baseret på 143 prøvefelter) havde en Average Error på 13,80% og en Average Information Gain på 36,25%. Når testsættet (20 prøvefelter) afprøver modellen, fås som forventet en højere Average Error, nemlig 22,7%. Selvfølgelig vil den endelige model (Engarter.net) være bedre da den er baseret på hele træningssættet, men stadigvæk er det rimeligt på baggrund af forsøget at antage at modellen kunne forbedres væsentligt ved at inddrage endnu flere lokaliteter i datamaterialet.

3.2.3 Manual for ferskeng

For at anvende modellerne til bestemmelse af naturkvaliteten på ferske enge indsamles oplysninger om abundansen for de arter som er listet i Tabel 10 og 11, og efter de metoder som fremgår af afsnit 2.3. Disse værdier indtastes i et Excel-regneark efter følgende fremgangsmåde (se også Tabel 9):

1. I søjle A, række 1 i regnearket (EXCEL) indtastes ID.
2. I regnearket indtastes fra Søjle B og fremefter parameternavnet på samme måde, som det er angivet i søjle 5 i Tabel 10 og Tabel 11.

3. I søjle A, række 2 indtastes lokalitetsnavn og dernæst i de følgende søjler parameterværdierne for parametrene som er skrevet ovenfor i række 1. Hvis arterne ikke er fundet på lokaliteten, indføres abundansen som 0 i regnearket.
4. Regnearket gemmes som tekstfil (tabulatorseparatoreret)
5. *Nu kan regnearket åbnes i det neurale netværk, og ved at anvende Engarter.net og Engkontrol.net opnås en dobbeltbestemmelse af naturkvaliteten.*

Trin 5 mangler endnu at blive gjort brugertilgængeligt. Så indtil videre kan naturkvalitetsbestemmelsen ske ved at indsende data til DMU.

3.3 Modeller for strandeng

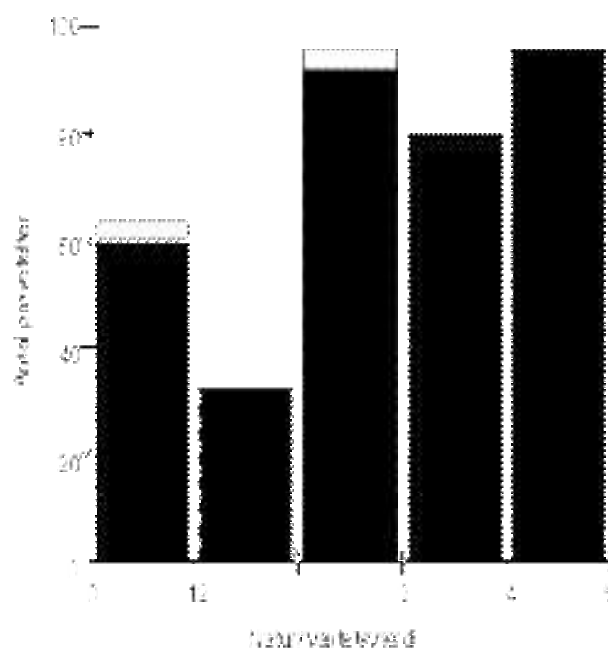
Modellerne til bestemmelse af naturkvalitet på strandenge består af modellen **StrandstrukturNK.net** der er baseret på strukturelle parametre og modellen **StrandarterNK.net** der er baseret på arternes dækningsgrad. Begge modeller er konstrueret på baggrund af data fra 20 lokaliteter med 16 prøvefelter hver, og i træningssættet indgår i alt 18 struktur/abiotiske parametre, 139 taxa (slægter, arter eller underarter) og 368 prøvefelter. Tilgangen med at anvende de enkelte prøvefelter fra hver lokalitet er valgt her fordi der indgår så få lokaliteter i træningssættet. Således bliver hvert prøvefelt en "sample" i stedet for hver lokalitet. Afprøvning af modeller med og uden opdeling i prøvefelter viste at anvendelse af de enkelte prøvefelter nok gav en lidt større gennemsnitsfejl for **StrandarterNK.net**s vedkommende, men også at denne fejl blev elimineret hvis man som strandengens naturkvalitet vælger den hyppigst estimerede naturkvalitet blandt prøvefelterne. Brugt på denne måde giver modellen en meget nøjagtig forudsigelse af naturkvaliteten. For **StrandstrukturNK.net** var det af modellen estimerede resultat meget nøjagtigt. For denne model er der dog ikke den store informationsgevinst ved at anvende de 16 prøvefelter, fordi strukturparametrene stort set er identiske for de 16 prøvefelter. Fremgangsmåden med strukturparametrene er dog bibeholdt da det trods alt medfører en lille fordel.

På grund af det ringe antal lokaliteter i træningssættet må der tages forbehold for anvendelsen af modellen i praksis da der kan forekomme strandengstyper som afviger så meget fra eksemplerne i træningssættet at modellen ikke kan bedømme naturkvaliteten med en rimelig sikkerhed.

Kvalitet af modellen StrandstrukturNK.net

Average Error: 0,54%

Average Information Gain: 98,15%



Figur 16. Figuren viser den nøjagtighed hvormed modellen **StrandstrukturNK.net** bestemmer naturkvalitet inden for hver naturkvalitetsklasse. Modellen er kun pålidelig for datasæt som ligner det træningsæt som modellen er bygget på. Den sorte farve (nederst) angiver at modellen bestemmer naturkvaliteten korrekt i forhold til træningsættets værdi. Den hvide øverst i søjle 1 og søjle 3 angiver at modellens estimat er én værdi forkert.

Udvalgte parametre til StrandstrukturNK.net

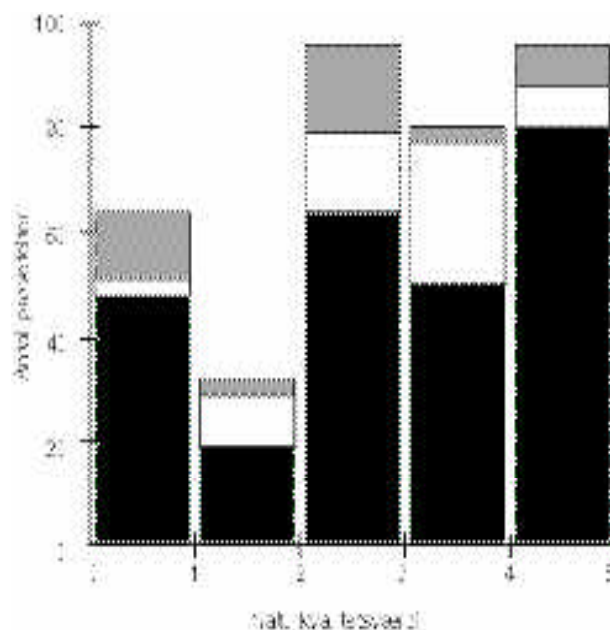
Tabel 12. Resultat af parameterudvælgelsen til StrandstrukturNK.net.

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningsættets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Løer	25,00%	(14,8%)	Loer
2	Organisk lag	20,73%	(29,4%)	Peatlayer
3	Tuer	15,38%	(47,6%)	Tussocks
4	Sand	13,26%	(54,8%)	Sand.
5	Bløttet jord	8,59%	(70,7%)	Baresoil
6	Ler	7,66%	(73,9%)	Clay
7	Sand med ler	5,33%	(81,9%)	Sandw.c
8	Fugtighed	4,37%	(85,1%)	Humid.
9	Saltpander	2,61%	(91,1%)	Saltpander
	(justering)	0,54%	(98,2%)	

Kvalitet af modellen StrandarterNK.net

Average Error: 11,55%

Average Information Gain: 60,65%



Figur 17. Figuren viser den nøjagtighed hvormed modellen **StrandarterNK.net** bestemmer naturkvalitet inden for hver klasse. Modellen er kun pålidelig for datasæt som ligner det træningssæt som modellen er bygget på. Den sorte farve (nederst) angiver at modellen bestemmer naturkvaliteten korrekt i forhold til træningssættet, mens den hvide viser at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert. Den grå angiver en fejl på mere end én.

Udvalgte parametre til StrandarterNK.net

Tabel 13. Resultat af parameterudvælgelsen til StrandarterNK.net.

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information	Kode i Know Man Analyser
1	Engelskgræs	25,76%	(12,2%)	ARMEMAR6
2	Bleg Pileurt	23,51%	(19,9%)	PERSLAP6
3	Alm. Hønsøtarm	22,36%	(23,8%)	CERAFON6
4	Kveller	20,14%	(31,4%)	SALIEUR6
5	Eng-Svingel	18,55%	(36,8%)	FESTPRA6
6	Strand-Vejbred	17,66%	(39,8%)	PLAAMAR6
7	Hvid Kløver	16,14%	(45,0%)	TRIFREP6
8	Mørk-Rødtop	15,93%	(45,7%)	ODDNVER6
9	Stor Nælde	15,69%	(46,5%)	URTIDID6
10	Alm. Hvene	15,22%	(48,1%)	AGRTCAP6
11	Rød Svingel	14,57%	(50,3%)	FESTRUB6
12	Lancet-Vejbred	14,16%	(51,8%)	PLAALAN6
13	Spøyd-Mælde	14,08%	(52,0%)	ATRPPO6
14	Rød Kløver	13,68%	(53,4%)	TRIFPRA6
15	Gåse-Potentil	13,61%	(53,6%)	POTEANS6
16	Liden Tusindgylden	13,16%	(55,2%)	CENAPUL6
17	Lav Hinderbærger	13,03%	(55,6%)	LIMQHUM6
18	Håret Star	13,03%	(55,6%)	CAREHIR6
19	Strand-Svingel	12,84%	(56,3%)	FESTARU6
20	Mose-Bunke	12,54%	(57,3%)	DESCCES6
21	Sand-Star	12,28%	(58,1%)	CAREARE6
	(Justering)	11,55%	(60,7%)	

3.3.1 Strandmodellerne

Strandengsmodellernes udvalgte parametre (= indikatorer) i hver af de to modeller er vist i hhv. Tabel 12 og 13. Den førstnævnte model består udelukkende af strukturelle/abiotiske parametre og er sammensat af i alt 9 parametre der omfatter bl.a. loer, saltpander, tuestruktur og organisk lag. Denne model har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 0,54% og udnytter en stor del af informationen i datamaterialet (98,15%) Den anden model bygger udelukkende på karplantearter og er sammensat af i alt 21 arter. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 11,55% og udnytter godt halvdelen af informationen i datamaterialet (60,65%).

Ovenstående tal bygger på de enkelte prøvefelters estimater. Men når den hyppigst estimerede naturkvalitet (ud af de 16 prøvefelter pr. lokalitet) antages som den gældende værdi på den enkelte strandeng, estimerer strukturmodellen 100% i overensstemmelse med den på forhånd fastsatte værdi, mens artsmodellen estimerer forkert 2 gange (én værdi forkert, dvs. 10% af lokaliteterne blev bestemt én værdi forkert ud fra den model).

På tre af de tyve strandenge er der foretaget to undersøgelser uafhængigt af hinanden (to forskellige felthold). Uanset om struktur- eller artsmodellen blev brugt, gav disse prøvefelter det samme resultat.

3.3.2 Manual for strandenge

Ved bestemmelse af naturkvalitet på strandenge bør begge modellerne **StrandstrukturNK.net** og **StrandarterNK.net** benyttes. Fremgangsmåden ved dataindsamlingen er at man på den pågældende strandeng udlægger mindst 8 felter i to transekter på lokaliteten. I disse felter registreres de udvalgte parametre (se Tabel 12 og 13) efter de metoder som er beskrevet i afsnit 2.3. Når denne registrering foreligger, indtastes de fundne værdier i et Excel-regneark hvor følgende procedure følges (se også Tabel 9):

1. I søjle A, række 1 i regnearket (EXCEL) indtastes ID.
2. I regnearket indtastes fra Søjle B og fremefter parameternavnet på den måde som det er opgivet i søjle 5 i Tabel 12 og Tabel 13.
3. I søjle A, række 2 indtastes lokalitetsnavn og dernæst i de følgende søjler parameterværdierne for parametrene som er skrevet ovenfor i række 1. Hvis arterne eller strukturerne ikke er fundet på lokaliteten, indføres værdien/dækningen som 0 i regnearket.
4. Regnearket gemmes som tekstfil (tabulatorseparatoreret)
5. Nu kan regnearket åbnes i det neurale netværk, og ved at anvende den ene eller begge modellerne kan naturkvaliteten bestemmes.

Trin 5 mangler endnu at blive gjort brugertilgængeligt. Så indtil videre kan naturkvalitetsbestemmelsen ske ved at indsende data til DMU.

4 Diskussion

Begrebet naturkvalitet lægger op til diskussion både om hvordan natur opfattes, og om hvad der forbindes med høj og lav kvalitet. At nå frem til konsensus om hvorledes naturkvalitet skal opfattes har været et af dette projekts store udfordringer (se Nygaard et al. in press). De fire overordnede kriterier, vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet, giver tilsammen et forholdsvist fast udgangspunkt for at kunne vurdere naturkvalitet på en række naturtyper. Ikke desto mindre er det klart at selve valget af kriterier kan diskuteres til stadighed.

Efter den overordnede fastsættelse af naturkvalitetskriterier bliver disse i rapporten udmøntet på de enkelte naturtyper ved beregningen af naturkvalitetsværdier. Ved denne proces vælges subjektivt hvilke parametre der skal inddrages i beregningen. Derfor giver fremgangsmåden ikke et eksakt mål for de enkelte lokaliteters naturkvalitet, men snarere en relativisering hvor de "gode" og "dårlige" lokaliteter adskilles fra hinanden. Den valgte metode multiplicerer vildhed, kontinuitet og oprindelighedsparametre. Dette er valgt ud fra en betragtning om at alle kriterierne er vigtige og derfor bør influere tungt på hinanden. Man kan f.eks. forestille sig et område med lang kontinuitet, men hvor vildheden er meget lav (f.eks. dyrket skov), et område der i følge kriterierne ikke giver anledning til en høj kvalitet. Samtidig kan man forestille sig et område præget af vildhed (f.eks. brakmark) hvor kontinuiteten er lav – dette bør heller ikke vurderes højt ifølge de valgte kriterier. Metoden omsætter en række forskellige parametre til ét fælles udtryk – naturkvalitetsværdien. Dette gøres på nøjagtig samme måde for hver lokalitet inden for den samme naturtype hvorved lokaliteterne på en standardiseret måde adskilles kvalitetsmæssigt fra hinanden på baggrund af de valgte kriterier.

Forud for modelbygningen er der sket en udvælgelse af potentielle indikatorer. Således har vi begrænset os til afsøgning af indikatorer blandt karplanter og strukturer/abiotiske forhold. Der vil givetvis være elementer ved naturkvalitet som ikke er inkluderet i disse parametre selv om der omvendt er god grund til at vælge disse.

Det er en forudsætning for indikatorer for naturkvalitet at de forhold som inddrages i beregningen af naturkvalitetsværdierne afspejles i

lokaliteternes naturindhold. En forventning om at dette er tilfældet for karplanter er baggrunden for at disse vælges som potentielle indikatorer. Karplanter er rodfæstede og dermed afhængige af de lokale forhold. Eksempelvis kan nævnes at de valgte kriterier har relationer til Grime's S-K-R-strategier (stress, konkurrence og ruderal, se Grime et al. 1988). Områder med megen forstyrrelse fremmer ruderale arter, mens områder med lang kontinuitet fremmer enten konkurrencearter eller stressarter afhængig af næringsstof- og driftsforhold. Da det ofte har vist sig at planterne lader sig inddele i disse grupper (mere eller mindre afgrænsede), kan det formodes at sammensætningen af karplantearter på en lokalitet kan sige noget om de nævnte forhold. Dermed er baggrunden for at karplanter kan fungere som indikatorer for naturkvalitet til stede. Dette bliver underbygget i studier af bl.a. overdrevsvegetation (Ejrnæs & Bruun 1995b), skovvegetation (Aude & Lawesson 1998, Mark & Lawesson subm.) og engvegetation (Losvik 1993, S. Mark & B. Nygaard unpubl. data.).

For karplanternes indikatorværdi er det imidlertid vigtigt at deres forekomst er autentisk. Udsåning af plantearter ødelægger i høj grad deres værdi som indikatorer idet deres tilstedeværelse i så fald skyldes andre forhold end dem de blev udvalgt under. Et indeks for naturkvalitet kan således ikke benyttes på lokaliteter hvor en udsåning har fundet sted.

For de strukturelle parametres vedkommende har de den fordel at de oftest er overordentligt lette at registrere uanset årstid, og at de afspejler de overordnede forhold på en lokalitet. F.eks. indikerer tilstedeværelsen af store sten på et overdrev at det sandsynligvis er et gammelt overdrev der ikke har været pløjet. Store mængder af dødt ved i skove betyder ingen eller ekstensiv drift. Man skal dog være opmærksom på at strukturer oftest indikerer mere om rammerne for et biotisk indhold på en lokalitet, dvs. potentialet, end om det realiserede indhold.

Strukturparametre vil sandsynligvis være endnu mere sårbare over for brud på autenticiteten end tilfældet er for karplanter. F.eks. vil en kunstig placering af store sten på græsmarker eller flytning af dødt ved til en litra forholdsvis let forfalske indikatorernes udsagn.

Afhængig af indikatorernes udsagnskraft og vigtighed kan de gives forskellig vægtning i et indicatorsæt således at nogle vægtes som basisarter andre som plusarter osv. Nogle arter er måske redundante idet de ikke tilføjer indicatorsættet ny information hvorfor de kan udelades og den ekstra dataindsamling spares. Udfordringen ved opbygning af et indeks har ligget i at sammensætte det mest optimale indeks med de mest optimale vægtninger i forhold til at få de vurderinger vi ønsker. Lad os forestille os et indicatorsæt på 10 arter der indikerer lav naturkvalitet (minusarter), og 10 arter der indikerer høj naturkvalitet (plusarter). Vi vælger en vægtning på -1, +1 og +2. Således giver en minusart -1 point, mens en plusart kan få enten +1 eller +2 point. Kombinationsmulighederne for plusarterne alene (+1 eller +2) giver et antal mulige kombinationer på $2^{10} = 1024$ hvis alle

arter skal bruges. Dertil kan så føjes problemet med at identificere evt. "overflødige" arter. Neurale netværk er valgt bl.a. for at løse disse problemer. Ved hjælp af krydsvalidering findes den optimale konstellation af mulige indikatorer, og et kompromis mellem antallet af indikatorer og modellens nøjagtighed bliver udsøgt.

Det neurale netværk giver også en standardisering af vurderingen af naturkvalitet. Det svarer til en karaktergivning hvor vi i stedet for at overlade vurderingen til en række forskellige censorer lader netværket fungere som censor ved alle vurderingerne.

Man skal gøre sig klart at der ved brug af denne metode ikke er tale om en analyse af årsagssammenhænge mellem naturkvalitetsparametre og karplanter/strukturer. Man bør også vide at modellen ikke skelner mellem indikatorer der giver god biologisk mening, og nonsensindikatorer der fremkommer som artefakter pga. data-materialet.

4.1 Modellerne og deres begrænsninger

4.1.1 Skov

Fejlprocenterne ved brug af skovmodellerne til bestemmelse af naturkvalitet er forholdsvis små. Kontrolmodellen er nødvendigvis dårligere end den første model da de fleste parametre udvalgt til den første model bliver udelukket inden kørslen af kontrolmodellen. Parameteren "skovtype" samt enkelte der vedrører dødt ved, indgår dog i begge modeller da disse til enhver tid vil kunne bestemmes.

Modellernes anvendelighed afhænger af hvor godt skoves naturlige variation samt variation i naturkvalitet er dækket ind i det indsamlede materiale. Alle skovtyper køres sammen i netværket, men i data-materialet er der en overvægt af bøgeskov. Egeskovene er ikke fuldstændig dækket mht. den geografiske og driftsmæssige variation, og rødgran- og fyrreskov er ikke repræsenteret for alle egne. Dette giver sandsynligvis nogle skævheder i modellerne, både i forhold til regionale variationer og til dækningen af de forskellige skovtyper. Fordelingen mellem urørt og forstlig skov er nogenlunde i balance, men da driften er afgørende for vurderingen af naturkvalitet, opnås forholdsvis mange lokaliteter med høj og lav naturkvalitet men få med en middel kvalitet hvilket også giver skævheder. Generelt er modellerne bedst til at bestemme naturkvalitet for lokaliteter der ligger i den lave ende af den anvendte skala på 10 (mellem 1 og 3) og i den bedre ende (mellem 6 og 8). Kun få lokaliteter i træningssættet har værdier mellem 9 og 10 (Suserup, Velling og Klinteskov-lokaliteter), og derfor har modellen kun begrænset "erfaring" med denne del af skalaen. Dette skyldes først og fremmest strenge kvalitetskrav (vi ønsker, at

toppen af skalaen er forbeholdt de allerbedste lokaliteter), men det giver modellen en svaghed som bør rettes op ved at inddrage flere af de allerbedste lokaliteter i træningssættet.

Det må understreges at de beregnede fejlbestemmelser kun gælder for data i træningssættet. Nye lokaliteter der ikke ligner det tilgrundliggende datasæt, betyder større fejlbestemmelsesprocenter. Endelig bør nogle skove slet ikke vurderes efter de her frembragte modeller, f.eks. fugtige skove, idet der kun blev indsamlet data på veldrænet bund (jf. "Metoder").

Der er lavet en model udelukkende for bøgeskov uden at det dog ændrer fejlbestemmelsesprocenten væsentligt. Et forsøg på kun at anvende karplanter som grundlag for en model i det neurale netværk indicerede at karplanter alene ikke giver tilstrækkelig information til at kunne give en pålidelig model. Derimod kunne en model kun baseret på strukturelle parametre godt forsvares. Det ses også af modellerne at strukturparametrene forklarer størstedelen af variationen (netværket udvælger disse parametre først). Vi vælger dog kombinationen af arter og strukturer da det synes at give de bedste modeller.

For fremtidige naturkvalitetsbestemmelser er det afgørende at naturkvalitetsværdien bygger på korrekte informationer. Disse historiske oplysninger er ofte svære at få fat på hvorfor det kan forventes at der har indsneget sig enkelte fejl i disse med konsekvenser for modellens reelle kvalitet.

4.1.2 Ferskeng

Fejlprocenterne for ferskengsmodellerne er forholdsvis høje. De fleste af fejlbestemmelserne består af afvigelser på 1 værdi, mens afvigelser på mere end 1 mest findes på enge med lav naturkvalitet. Da fejlbestemmelser i nogen grad må forventes, er det mere acceptabelt at de befinder sig i den lave ende af naturkvalitetsgradienten da disse alligevel vil blive prioriteret lavt.

Kontrolmodellen er væsentligt dårligere end hovedmodellen. Det skyldes at informationsmængden som ligger til grund for kontrolmodellen, bliver mindsket betydeligt da alle 21 indikatorer fra hovedmodellen bliver udeladt fra datasættet inden kontrollen konstrueres.

Det skal understreges at den nøjagtighed og fejlprocent som modellerne angiver, kun gælder for datasæt der ligner dem som modellen bygger på. Det er således også forventeligt at anvendelse af nye data i modellerne vil betyde en noget større fejlbestemmelsesprocent.

Modellerne bør kun benyttes på enge eller kær samt på lavbund i begyndende tilgroning (højstaude) idet de andre lavbundstyper (f.eks. pilekrat og rørsump) ikke er med i modellernes datagrundlag. Begge modeller bør benyttes samtidig for at øge sikkerheden i bestemmelsen, men der bør lægges mest vægt på hovedmodellen. Det er tilrå-

deligt at inventere flere prøvsteder pr. lokalitet og derefter benytte modellerne på hvert enkelt prøvsted for derved at øge sikkerheden i bestemmelsen (som for strandengene).

Ved anvendelse af et testdatasæt viste det sig at til trods for at en stor mængde data er blevet indsamlet er variationen i ferskengstyper tilsyneladende ikke fuldstændig dækket. Testdatasættet tilføjede nemlig ny information selv om det kun bestod af 20 prøvsteder (ud af 163).

Det er også vigtigt at være opmærksom på at der kan opstå fejl ved registreringen af forhold der indgår i beregningen af naturkvalitetsværdier. I dette tilfælde er det specielt aflæsning af luftfotos der giver anledning til fejl. Det kan være svært at tolke disse billeder, men i forhold til f.eks. at benytte interviews som grundlag for bedømmelsen er luftfotos i det mindste håndfaste dokumenter.

Det vurderes at modellerne med nogen forsigtighed kan bruges i deres nuværende form. Risikoen for fejlbestemmelse forventes at kunne sænkes efterhånden som flere data kommer til. Derfor er det vigtigt at man i starten indsamler information om alle arter, ikke blot indikatorerne.

4.1.3 Strandeng

Fejlprocenterne for strandengsmodellerne er lav, især for strukturmodellens vedkommende. Samtidig skal det dog atter understreges at den nøjagtighed og fejlprocent som modellerne angiver, kun gælder for datasæt der ligner dem som modellen bygger på. Der må derfor tages forbehold i den udstrækning at de 20 lokaliteter ikke dækker den variation som kan forventes inden for strandenge i Danmark. Det er således også forventeligt at anvendelse af nye data i modellerne vil betyde en noget større fejlbestemmelsesprocent.

Ved benyttelsen af det neurale netværk er der opnået en betydeligt bedre model end ved fremgangsmåden rapporteret ved projektets midtvejsstatus (Mark 1997a) der benyttede det samme datamateriale. Den daværende model bestemte 59% af strandengslokaliteterne korrekt i forhold til det forventede, 18% blev bestemt 1 værdi ved siden af, og 23% blev bestemt 2 eller mere forkert i forhold til det forventede. De nuværende modeller bestemte som nævnt hhv. 100% korrekt og 90% korrekt i forhold til det forventede.

Der er en vis fare for at naturkvalitetsværdien som her blev bestemt vha. litteraturen ikke er helt tidsvarende længere hvilket er en fejlkilde. Hvis der er sket væsentlige ændringer mod lavere kvalitet på nogle lokaliteter, vil det betyde at nogle indikatorer for "almindelige" forhold vil blive hævet til indikatorer for høj naturkvalitet.

Modellerne for strandeng bør kun benyttes på selve strandengen og ikke i strandrørskoven. De skal anvendes på strandengen som hel-

hed da det er sådan sættet er opbygget og afprøvet. De forskellige zoner på strandengen er indbygget i modellerne, og det er nødvendigt at data bliver indsamlet over hele strandengen med angivelse af arternes hyppigheder. Ligeledes bør begge modeller benyttes samtidigt for at øge sikkerheden i bestemmelsen. Endelig skal man fortsat estimere flere naturkvaliteter pr. lokalitet (ved at undersøge min. 8 prøvefelter pr. strandeng) og vælge den hyppigste værdi.

Det er givet at modellerne vil kunne forbedres, dels ved at indsamle flere data, og dels ved at indbygge regionale forskelle i dem så der kan tages højde for forskelle mellem Øst- og Vestdanmark. Dette kræver mere datamateriale end vi har haft til rådighed.

Endelig er det vigtigt at gøre opmærksom på at en naturkvalitetsvurdering vha. indikatorsættet ikke kan erstatte en vurdering af en strandengs værdi som fuglehabitat. De kvalitetsparametre som modellen baserer sig på, er ikke velegnet til en specifik vurdering af habitatværdien for strandfugle. Hvis det ønskes, må der foretages andre undersøgelser.

4.1.4 Generelle problemer og mangler/vurdering af anvendelighed

Det er et gennemgående problem at få variationen dækket tilstrækkeligt inden for de forskellige naturtyper. Det gælder både for den geografiske variation (da Bornholm ikke er med i undersøgelserne), den næringsstof- og fugtighedsmæssige variation og den naturkvalitetsmæssige variation inden for de tre bearbejdede naturtyper. Den geografiske variation søgte vi dækket ved at anvende geomorfologiske regioner (Jacobsen 1989). Niveauet for en sådan stratificering vil nødvendigvis blive et kompromis mellem detaljeringsgrad og overkommelighed, og spørgsmålet er om de forholdsvis få regioner vi valgte, er nok til at dække landets variation. Men selv om der i dette projekt blev indsamlet forholdsvis store mængder data, var det nødvendigt at begrænse stratificeringen i geografisk henseende hvis de øvrige relevante gradienter også skulle dækkes.

I behandlingen af naturtypen skov blev f.eks. de fugtige skove helt udelukket. Egeskovene er ikke fuldt repræsenterede i de vestlige dele af landet, og nåletræsskovene er også mangelfuldt dækket. Disse problemer er i nogle tilfælde uundgåelige i praksis da urørte plantager og plantager i drift til tider ikke kan findes i samme område. Dermed bliver det umuligt på samme tid at dække geografisk og driftsmæssig variation. Det samme gælder i nogle tilfælde for egeskov der hhv. er urørt og i drift.

For engene er det sværere at vurdere om alle typerne er med. Testmodellen tyder dog på at der mangler nogle typer idet der stadig kommer nye typer når antallet af prøvefelter udvides fra 143 til 163. Der er potentielt mange forskellige typer ferske enge, idet der er grund til som minimum at opdele materialet efter region (6 regioner), næringsforhold (4 typer), vandforhold (stillestående/trykvand) og

naturkvalitet (gode og dårlige enge). Hvis vi antager at alle kombinationer er mulige (hvilket de givetvis ikke er), giver alene dette 96 kombinationer som skal samples. Selv med et ideelt datasæt ville 163 prøvsteder ikke være nok til at få mere end 1-2 replikater af hver type.

For strandene er det åbenlyst at antallet af lokaliteter er for spinkelt. Et neuralt netværk kræver typisk omkring 50 lokaliteter (prøver) for at modellen bliver god. Selv om vi har valgt at benytte prøvstederne og derved øger antallet af prøver, dækker vi ikke en større variation af den grund. Specielt må det forventes at nogle øst-vest forskelle ikke kommer tilstrækkeligt til udtryk i materialet selv om der i træningssættet er data fra lokaliteter af høj kvalitet både i Øst- og Vestdanmark.

Det er vigtigt at have øje for at en manglende dækning af en naturtype ikke blot giver anledning til manglende vurdering af nogle lokaliteter, men også giver risiko for deciderede fejlvurderinger. Derfor råder vi til at forbedre datagrundlaget (træningssættet) efterhånden som metoderne benyttes. Det betyder at vi i første omgang anbefaler at der indsamles data på flere parametre end de her udvalgte (som f.eks. fuldstændige artslistes). Det vil betyde en mulighed for at rette op på nogle mangler undervejs.

Generelt savnes følsomhedsanalyser af modellerne, både i forhold til inventørvariation og årstidsvariation. Yderligere analyser ville også vise om vi kan nøjes med en grovere skala til at kvantificere karplantearterne med hvilket ville betyde hurtigere dataindsamling og mere robuste resultater.

Der mangler også en sammenkøring af naturkvalitetskalaerne. Således har vi p.t. skalaer der går fra 0-10, fra 0-6 og fra 0-5. Det er ikke hensigtsmæssigt at fortsætte med disse forskelle, og derfor vil der på et senere tidspunkt blive valgt én fælles skala på baggrund af erfaringer draget fra kommende arbejde.

Det vil være gavnligt med flere undersøgelser til at underbygge sammenhængen mellem indikatorer og naturkvalitetskriterierne. Disse sammenhænge er ofte svære at dokumentere, og der er stadig mangler på dette felt.

Der er også grund til at pege på at projektet mangler en nærmere undersøgelse af baggrunden for at der kan forekomme uoverensstemmelser mellem naturkvaliteten bestemt ved hjælp af modeller og naturkvaliteten bestemt ved hjælp af kontinuitet, vildhed og oprindeligdom. Man kan forestille sig at der mangler nogle vigtige parametre som f.eks. strukturparametre eller andre artsgrupper end højere planter, eller at oplysningerne vedrørende kontinuitet, vildhed og oprindeligdom i nogle tilfælde kan være fejlagtige.

4.2 Perspektiver og fremtidig anvendelse

Der er mulighed for at udvide denne metode til at omfatte identifikation og testning af indikatorer for naturkvalitet for:

- andre naturtyper
- andre organismegrupper
- andre (evt. større) geografiske områder

Desuden bør modellernes kvalitet sikres ved at arbejde videre på de eksisterende modeller. For både at sikre en ensartet anvendelse af modellerne samt en ensartet fornyelse af modellerne efterhånden som datagrundlaget forøges, foreslås det at anvendelsen af modellerne i begyndelsen sker centralt i DMU. På et senere stadium er det tanken at lægge modellerne ud på DMU's hjemmeside på Internettet eller på en fælles server hvor de vil kunne anvendes selvstændigt. Ved at lægge modellerne på hjemmesiden opnås der flere fordele:

- Naturkvaliteten vil altid blive bestemt med den senest opdaterede model.
- Modellerne vil blive anvendt korrekt og ensartet.
- De indgående data vil blive indsamlet centralt hvilket er til stor fordel for opdateringen af modellerne.
- Derudover vil de indsamlede data være værdifulde for det danske miljøarbejde i andre sammenhænge, f.eks. terrestrisk overvågning.

5 Konklusion

Vi har i dette projekt udviklet et naturkvalitetsbegreb der fungerer som grundlag for en vurdering af naturkvalitet. Dernæst har vi udviklet metoder til at udpege indikatorer og metoder til bestemmelse af naturkvalitet. Denne bestemmelse af naturkvalitet foregår ved at en lokalitet sammenlignes med en for naturtypen optimal tilstand i forhold til naturkvalitetskriterierne. De første modeller til bestemmelse af naturkvalitet foreligger for naturtyperne skov, ferskeng og strandeng. Modellerne kan benyttes i deres nuværende form, men arbejdet med at forbedre modellerne bør fortsætte ved kontinuerligt at inddrage data som grundlag for modellerne.

6 Tak

Vi takker Henning Noer for idé til anvendelse af det neurale netværk. Også tak til programmagerne hos Intellix (www.intellix.com) for at levere programmet KnowMan Analyser. En stor tak til medarbejdere i DMU's afdelinger for Kystzoneøkologi, Landskabsøkologi og Terrestrisk Økologi; specielt til Inger Klit, Erik Aude, Torben Ballegaard, Michael Stoltze, Peter Wind, Tony Fox og Bettina Nygaard. Også tak til statsskovdistrikter og deres medarbejdere, til Løvenholm skovdistrikt, Suserup, Strødam, Driftsplankontoret i Skov- og Naturstyrelsen, Steffen Brøgger-Jensen og Kort- & Matrikelstyrelsen. Tak til følgegruppen: Sten Asbirk (SNS), Jesper Fredshavn (DMU), Jørn Kirkegaard (MST), Bent Odgaard (GEUS) og Jens Peter Skovsgaard (FSL).

Sidst men ikke mindst, tak til studentermedhjælperne: Jesper Bladt, Carsten Callisen, Ina Carøe, Anne Dissing, Anne Fajmer, Merete Gotfredsen, Maiken Schiøldann Haase, Karen Ronge Hansen, Morten D.D. Hansen, Pia Boisen Hansen, Torsten Krienke, Lasse Kristiansen, Annette Buhl Larsen, Mads Lundhøj, Astrid Olesen, Anders Aasberg Pedersen, Kirsten Petersen, Claus Rasmussen, Naja Svendsen, Lars Sørensen og Lars Aagaard.

7 Referencer

Abenius, J., Gärdenfors, U. & Widgren, Å. 1998: Biodiversity assessment. A pilot study from the Baltic region. - ArtDatabanken Rapporterar 3, Uppsala.

Anderson, J.E. 1991: A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. - *Conservation Biology* 5(3): 347-352.

Angermeier, P.L. & Karr, J.R. 1994: Biological integrity versus biological diversity as policy directives. - *Bioscience* 44(10): 690-697.

Aude, E. & Lawesson, J.E. 1998: Variation in Danish beech forests: the importance of soil, microclimate and management factors, evaluated by variation partitioning. - *Plant Ecology* 134: 53-65.

Brøgger-Jensen, S. 1996: The influence of forest management on the occurrence and densities of Danish woodland birds. - PhD rapport. Zoologisk institut, Københavns universitet.

Böcher, T.W. & Bentzon, M.W. 1958: Density determination in plant communities. - *Oikos* 9(1): 35-57.

Callicott, J.B. & Mumford, K. 1997: Ecological sustainability as a conservation concept. - *Conservation Biology* 11(1): 32-40.

Chatterjee, S. & Laudato, M. 1995: Statistical applications of neural networks. - Northeastern University, Boston, Massachusetts.

DBF. 1990: Vedrørende botanisk værdisætning af naturlokaliteter i Fyns Amt. - Dansk Botanisk Forening, Fynskredsen.

Dybbro, T. 1985: Status over danske fuglelokaliteter. - Dansk Ornitologisk Forening.

ECNC (European Centre of Nature Conservation) 1996: Revised principle guidelines for Biogeographic Pilot Studies (Phase II).

Ejrnæs, R. & Bruun, H.H. 1995a: Naturkvalitet på overdrev. - *URT* 19(4): 123-129.

Ejrnæs, R. & Bruun, H.H. 1995b: Prediction of grassland quality for environmental management. - *J. Env. Manag.* 43: 171-183.

Ejrnæs, R. & Mark, S. 1997: Den vilde, den tamme og den uautentiske. - *URT* 21(1): 22-29.

Ejrnæs, R. 1998: Structure and processes in temperate grassland vegetation. - PhD rapport. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljø- og Energi- ministeriet.

Grabherr, G., Koch, G., Kirchmeir, H. & Reiter, K. 1995: Hemerobie österreichischer Waldsysteme. - Zeitschrift für ökologie und naturschutz 4: 105-110.

Grime, J.P., Hodgson, J.G. & Hunt, R. 1988: Comparative plant ecology. A functional approach to common British species. - Unwin Hyman Ltd, London.

Götmark, F., Åhlund, M. & Eriksson, M. 1986: Are indices reliable for assessing conservation value of natural areas? An avian case study. - Biological Conservation 38: 55-73.

Hammershøj, M. & Madsen, A.B. 1998: Fragmentering og korridorer i landskabet - en litteraturudredning. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 232.

Hinton, G.E. 1992: How neural networks learn from experience. - Scientific American, Sept. 1992: 145-151.

Jacobsen, N.K. 1989: Physical geographical features of Denmark. I: Vestergaard, P. & Hansen, K. (Eds.); Distribution of vascular plants in Denmark. - Opera Botanica 96, pp 9-23.

Karr, J.R. 1993: Measuring Biological Integrity: Lessons from streams. - I: Woodley, S., Kay, J. & Francis, G. (Eds.); Ecological integrity and the management of ecosystems. St. Lucie Press, USA, pp 83-104.

Keddy P.A., Lee, H.T. & Wisheu, I. 1993: Choosing indicators of ecosystem integrity; Wetlands as a model system. - I: Woodley, S., Kay, J. & Francis, G. (Eds.); Ecological integrity and the management of ecosystems. St. Lucie Press, USA, pp 61-79.

Koch, G. & Grabherr, G. 1995: Erfassung der Naturnähe des Kärnter Waldes. - Österreichische Forstzeitung 8: 37-39.

Lajeunesse, D., Domon, G., Drapeau, P., Cogliastro, A. & Bouchard, A. 1995: Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas. - Environmental Management 19(4): 481-495.

Landres, P.B., Verner, J. & Thomas, J.W. 1988: Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. - Conservation Biology 2(4): 316-328.

Larsen, P., Pedersen, K.H., Laubek, B. & Vire, A.M. 1993: Moser i Nord- jylland 1. - Nordjyllands Amt, Landskabskontoret.

- Larsen, S.N. & Vikstrøm, T. 1995: Ferske enge - en beskyttet naturtype. - Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.*
- Larsson, T.B. 1992: Mål för naturvården. En strategi för bevarande av den biologiska mångfalden. - Naturvårdsverket. Rapport 3986, Stockholm.*
- Lawesson, J.E., de Blust, G., Grashof, C., Firbank, L., Honnay, O., Hermy, M., Hobitz, P. & Jensen, L.M. 1998: Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. - Forest Ecology and Management 106: 235-245.*
- Losvik, M.H. 1993: Hay meadow communities in western Norway and relations between vegetation and environmental factors. - Nord. J. Bot. 13: 195-206.*
- Margules, C. & Usher, M.B. 1981: Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. - Biological Conservation 21: 79-109.*
- Mark, S. 1997a: Vurdering af naturkvalitet på strandenge. - I: Dahl, K., Jensen, J.P., Larsen, H.S., Lawesson, J., Mark, S., Mogensen, B., Münier, B., Møller, P.F., Rune, F., Skriver, J., Søndergaard, M. & Wind, P. (Eds.); Indikatorer for naturkvalitet. Midtvejsrapport. Danmark. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser - Arbejdsrapport fra DMU nr. 42.*
- Mark, S. 1997b: Vurdering af naturkvalitet på ferske enge. - I: Dahl, K., Jensen, J.P., Larsen, H.S., Lawesson, J., Mark, S., Mogensen, B., Münier, B., Møller, P.F., Rune, F., Skriver, J., Søndergaard, M. & Wind, P. (Eds.); Indikatorer for naturkvalitet. Midtvejsrapport. Danmark. Naturovervågning. Danmarks Miljøundersøgelser - Arbejdsrapport fra DMU nr. 42.*
- Mark, S. & Lawesson, J.E. (subm.): Plants as indicators of nature quality in Danish beech forests.*
- Mark, S. & Nygaard, B. 1998: Naturkvalitet med fokus på heder. I: Strandberg, M., Hedens kultur og natur. - Rhodos.*
- Mossberg, B., Stenberg, L. & Ericsson, S. 1994: Den store nordiske flora. - GEC Gads Forlag, København.*
- Møller, P.F. 1997: Biologisk mangfoldighed i dansk naturskov. En sammenligning mellem østdanske naturskove. - Udarbejdet for WWF Verdensnaturfonden. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Rapport 1997/41.*
- Naturvårdsverket 1998a: Bedömningsgrunder för Skoglandskapet. Remissversion (Ed. Thomas Nilsson). - Naturvårdsverket, Stockholm.*

Naturvårdsverket 1998b: Bedömningsgrunder för Odlingslandskapet. Remissversion (Ed. Rune Andersson). - Naturvårdsverket, Stockholm.

Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J.E., Møller, P.F., Rune, F., Skriver, J. & Søndergaard, M. (in press): Naturkvalitet - kriterier og indikatorer. - Danmarks Miljøundersøgelser. Faglig rapport fra DMU.

Noss, R.F. 1990: Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. - Conservation Biology 4(4): 355-363.

Peterken 1974: A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. - Biological Conservation 6 (4): 239-245.

Rose, F. 1976: Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. - I: Brown et al. (Eds.); Lichenology: Progress and problems. - Syst. Ass. Special Vol. 8: 279-307.

Rossi, E. & Kuitunen, M. 1996: Ranking habitats for the assessment of ecological impact in land use planning. - Biological Conservation 77: 227-234.

Spitalieri, R.M. & Contoli, L. 1991: A numerical approach for the evaluation of biotopes for conservation purposes. - Coenoses 6(3): 167-171.

Vestergaard, P. 1998: Vegetation ecology of coastal meadows in Southeastern Denmark. - Opera Botanica 134: 5-69.

Wind, P. 1994: Oversigt over botaniske lokaliteter. Status og forvaltningsbehov. - Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.

Wright, D.F. 1977: A site evaluation scheme for use in the assessment of potential nature reserves. - Biological Conservation 11: 293-305.

Økland, R. 1990: Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. - Sommerfeltia supplement 1, 233 pp.

Århus Amt 1997: Naturkvalitetsplan for Århus Amt 1997. - Natur- og miljøkontoret, Århus Amt.

Appendix 1

Skovlokaliteter fordelt på geomorfologiske regioner og skovtyper.

No.	Region	Skov-område	Fagus		Quercus		Picea		Pinus		Andre	Sum
			Fors	Urør	Fors	Urør	Fors	Urør	Fors	Urør		
1	I	Gudsted Sande					2					
2	I	Hald Ege				5						
3	I	Hønning Plantage					1					
4	I	Krøby Plantage							1	1		
5	I	Kollemølle Krat				1						
6	I	Kovtrup Skov				1						
7	I	Tanæsøskov, Hald Ege				2						
8	I	Vejers Ål Plantage							1	1		16
9	II	Borrebøl	2									
10	II	Fusa Højskov	1	3	2	1						
11	II	Fusa Højskønderaskov	2	1								
12	II	Lisbjerg Skov	2	2								
13	II	Revsø Skov		1	3	2						
14	II	Sikeborg Nordaskov							2	2		
15	II	Sikeborg Sønderaskov	4	4								
16	II	Sikeborg Vesteraskov	2	2								
17	II	Sturebøl Hegn	2		1		1	3		3		
18	II	Vejling Skov	2	2								52
19	IV	Arresødal Skov	2	2								
20	IV	Bribs Skov	2		2							
21	IV	Hestehaven Skov	1	3			1					
22	IV	Løvenholm Skov			2	2						
23	IV	Ringelmosø Skov	2									
24	IV	Rød Skov	1	1								
25	IV	Skindbjerglund			1	2						
26	IV	Strødan		4								
27	IV	Strøgårdsvangen	3									
28	IV	Tovilde Hegn					1	1	1	2		38
29	V	Lilleheden Klitplantage				1						
30	V	Uggerby Klitplantage				1						
31	V	Ålbæk Klitplantage				1						2
32	VI	Bøgeholmen, Sorø		2								
33	VI	Eilings Skov							2			
34	VI	Forum Lillevang	1	1								
35	VI	Hønseshole Skov				2						
36	VI	Høve Skov		1								
37	VI	Kilteskov	4	8								
38	VI	Midtekov, Haderslev	1	1	4							
39	VI	Moesgaard Skov	2	2								
40	VI	Nørre Skov, Kbh		1								
41	VI	Pamhule Skov			1	2	1					
42	VI	Rude Skov, Maglebjerg	2									
43	VI	Rygø	2					1				
44	VI	Rødmandshave		2							2	
45	VI	Sandkule Skov	1	1		1						
46	VI	Sønnerup Skov						1	1	2		
47	VI	Sortemøsen							1			
48	VI	Sorø Skov	1									
49	VI	Suserup Skov		4								
50	VI	Ulkerup Skov	1	1								
51	VI	Ulshole Skov				4			4	1		
52	VI	Vesteraskov, Haderslev	1	1								
53	VI	Vestre Stigtøhave				2						
54	VI	Østerskov				1						
55	VI	Østre Stigtøhave				1						73
Total			46	49	18	29	7	4	7	16	5	181

Appendix 2

Ferske enge/kær inddraget i 1997-undersøgelsen.

Nr.	Region	Lokalitet	Prøvefelter
1	V	Krogens Møllebæk	5
2	V	Sæby Å	3
3	V	Vær Å	4
4	V	Hellum	5
5	V	Overklitten	2
6	V	Lien Bøkker	3
7	IV	Novnsø	5
8	IV	Brusø	5
9	IV	Vilsted Sø	3
10	III	Jølby Nor	2
11	III	Lyngbro Bæk	2
12	IV	Almose	2
13	IV	Skifford	8
14	IV	Vallum Sø	3
15	IV	Rosen	2
16	II	Gudenå v.f. Ulstrup	4
17	II	Vellev Mose	12
18	I	Dollerup Bæk	1
19	I	Åresvad Å	2
20	I	Korup Å	4
21	I	Krog Sø	3
22	I	Trold Sø	2
23	I	Boest Mose	4
24	I	Skjern Å	4
25	I	Rørbæk Sø	2
26	VI	Gundsømagle Sø	5
27	VI	Vesterlyng	2
28	VI	Kirkemose	2
29	VI	Løgtved Mose	10
30	VI	Ordrupskovkær	1
31	VI	Uglestrup Mose	2
32	VI	Bregninge Å	4
33	II	Tingkærød	3
34	II	Tørskind Sø	5
35	VI	Åmosen	2
36	II	Egtved Å	5
37	I	Sneum Å	5
38	VI	Vindinge Å	5
39	VI	Ulvshole	3
40	VI	Nordborg Bæk	4
41	VI	Hellesø	10
42	VI	Busemærke Mose	3

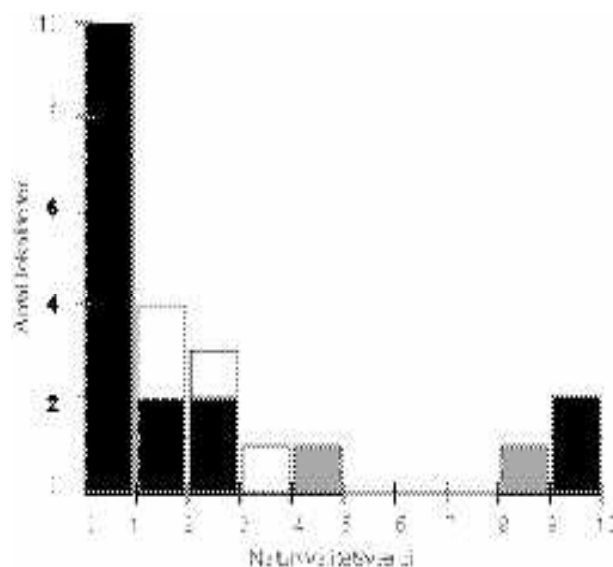
På lokalitet nr. 17 (9), 29 (9) og 41 (4) blev der foretaget replikater i det samme prøvefelt (i alt 22). Der blev i alt inventeret 163 prøvefelter.

Appendix 3

Andre eksempler på modeller til bestemmelse af naturkvalitet

Skovs naturkvalitet bestemt ved hjælp af fugles forekomst

For at teste om naturkvaliteten i skove også kan bestemmes ved hjælp af fuglelivet anvendtes et datasæt som Steffen Brøgger-Jensen venligst stillede til rådighed. Datasættet er af begrænset størrelse så den konstruerede model er formentlig ikke repræsentativ for danske skove. Modellen viser at der er en sammenhæng mellem fuglelivet og naturkvaliteten (som blev beregnet på samme måde som for de andre skovmodeller, men vha. oplysninger angivet i Brøgger-Jensen 1996). Fuglene er registreret vha. territorie-kortlægningsmetoden (se Brøgger-Jensen 1996) som er meget arbejdskrævende, måske for arbejdskrævende til at finde anvendelse i overvågning. Derfor er denne model henvist til appendix og fremsættes ikke i manualdelen af rapporten. Træningssættet bestod af artslister for 22 prøveområder med 45 arter og deres hyppighed og naturkvalitetsværdier for de samme 22 områder. Nedenfor præsenteres modellen efter samme mønster som for de øvrige skovmodeller.



Figur (fugle). Fordeling af den fejl som begås ved anvendelse af modellen fugle.net på træningssættet, når der sammenlignes med den oplyste naturkvalitet. Den sorte (yderste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til den oplyste værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, og den grå del af søjlen (midten af diagrammet) angiver, at naturkvaliteten er bestemt mere end én værdi forkert.

Tabel (fugle). Udvalgte parametre til fugle.net.

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Brøget Fluesnapper	11,35 %	(42,0%)	FICHY
2	Storflagspætte	9,66 %	(50,7%)	DENMA
3	Natugle	8,88 %	(54,6%)	STRAL
4	Grønsisken	8,44 %	(56,9%)	CARSP
5	Grønirisk	8,37 %	(57,3%)	CARCH
6	Skovskade	8,35 %	(57,3%)	CARGL
7	Stær	8,14 %	(58,4%)	STUVU
8	Mistetdrøssel	7,91 %	(59,6%)	TURVI
9	Grønepætte (justering)	7,72 %	(60,6%)	PICVI

Fuglemodellen har en lav fejlbestemmelsesprocent (7,59%), men da datasættet er lille, siger det ikke meget om modellens værdi i øvrigt, fordi det ikke kan forventes, at datasættet er dækkende. I det forholdsvis lille datasæt lykkes det at bestemme naturkvaliteten korrekt i forhold til træningssættets værdi i 16 tilfælde. I 4 tilfælde blev naturkvaliteten bestemt én værdi forkert.

Modeller for ferskeng - data fra 1996

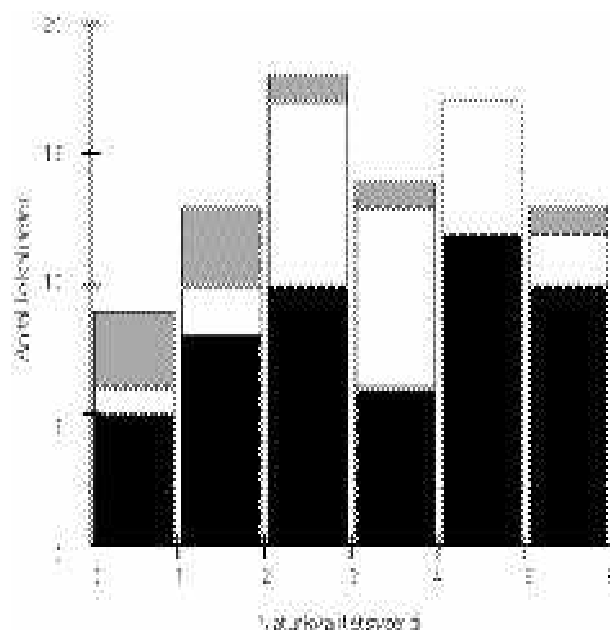
Data blev indsamlet på ferskeng i 1996 vha. en anden metode end den der blev anvendt i 1997. Derfor kan de to datasæt ikke umiddelbart anvendes i den samme model da arternes abundanser er opmålt forskelligt. Vi har derfor lavet modeller (både en engmodel og en kontrolmodel som for 1997-datasættet) på data fra 1996 separat og får nedenstående resultat. Vi har valgt at anbefale modellen for 1997-datasættet frem for denne pga. en bedre metode til dataindsamling. Frekvensanalyser har et mere objektivi tilsnit end dækningsgradsanalyser og er derfor bedre at benytte i overvågningssammenhæng.

Resultaterne for 1996-datasættet giver mulighed for at sammenligne med modellen for ferskeng fremstillet i Mark 1997b og bør derfor præsenteres. Træningssættet for eng96 bestod af en input-fil med 214 taxa og deres dækning fordelt på 85 prøvefelter og en output-fil med naturkvalitetsværdier bestemt på baggrund af litteraturen.

Kvalitet af modellen Eng96art.net

Average Error: 10,48%

Average Information Gain: 61,40%



Figur (eng96). Figuren viser hvor god Eng96art.net er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt, som er af samme type som træningssættet. Den sorte (nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den grå (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til Eng96art.net

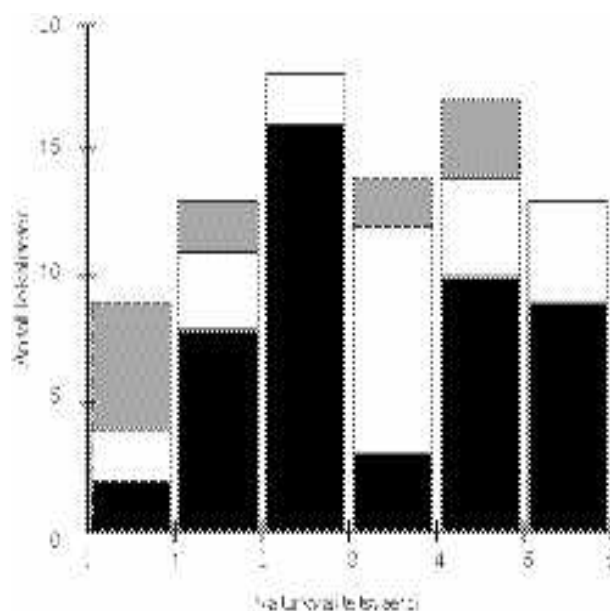
Tabel (eng96). Udvalgte parameter til Eng96art.net.

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Vellugtende Gulaks	18,67%	(31,2%)	Anthoxanthum odoratu
2	Alm. Kvik	17,10%	(37,0%)	Elymus repens
3	Eng-Nellikerød	15,56%	(42,7%)	Geum rivale
4	Maj-Gøgeurt	14,38%	(47,0%)	Dactylorhiza majalis
5	Hvidmelet Gøgefod	14,19%	(47,7%)	Chenopodium album
6	Purpur Gøgeurt	13,81%	(49,1%)	Dactylorhiza purpure
7	Vejbred Skeblad	13,63%	(49,8%)	Alisma plantago-aqua
8	Grå-Blynke	12,98%	(52,2%)	Artemisia vulgaris
9	Pors	12,67%	(53,3%)	Myrica gale
10	Kattesøge	12,54%	(53,8%)	Nardus stricta
11	Glat Dueurt	12,26%	(54,8%)	Epilobium montanum
12	Hedelyng	11,83%	(56,4%)	Calluna vulgaris
13	Plettet Gøgeurt (juesting)	11,61%	(57,2%)	Dactylorhiza maculat

Kvalitet af modellen Eng96kont.net

Average Error: 11,90%

Average Information Gain: 56,14%



Figur (kont96). Figuren viser hvor god Eng96kont.net er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt, som er af samme type som træningssættet. Den sorte(nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den hvide angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den grå (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi.

Udvalgte parametre til Eng96knt.net

Tabel (kont96). Udvalgte parametre til Eng96kont.net.

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information	Kode i KnowMan Analyser
1	Sump-Snerre	19,31%	(28,9%)	Galium uliginosum
2	Hirse-Star	17,07%	(37,1%)	Carex panicea
3	Tråd-Siv	15,50%	(42,9%)	Juncus filiformis
4	Rør-Græs	14,33%	(47,2%)	Phalaris arundinacea
5	Eng-Troldurt	13,76%	(49,3%)	Pedicularis palustris
6	Bittersød Natkygge	13,60%	(49,9%)	Solanum dulcamara
7	Langbladet Ranunkel	13,33%	(50,9%)	Ranunculus lingua
8	Mark-Forglemmigej	12,79%	(52,9%)	Myosotis arvensis
9	Engblomme	12,74%	(53,1%)	Trollius europaeus
10	Kær-Star (justring)	12,59%	(53,6%)	Carex acutiformis

Engmodellerne 1996 har en lav fejlbestemmelsesprocent. Modellen **eng96art** bestemmer naturkvalitet korrekt i 84% af de 85 lokaliteter, i 12% bestemmes én værdi forkert, og i 4% bestemmes mere end én værdi forkert. Modellen **eng96kont** bestemmer naturkvalitetsværdien korrekt i 67% af tilfældene, én værdi forkert i 19% af tilfældene, og mere end én værdi forkert i 14% af tilfældene. Den tidligere model lavet på det samme datamateriale (Mark 1997) bestemte korrekt i forhold til forventningen i 50% af tilfældene, i 35% af tilfældene blev bestemt én værdi forkert, og i 15% af tilfældene blev bestemt mere end én værdi forkert. Dermed er de nye modeller bedre til at bestemme naturkvaliteten end den tidligere model.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeret. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.

Henvendelse kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tel: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejløvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tel: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12, Kalø
8410 Rønne
Tel: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 14

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4.
2200 København N
Tel: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver temarapporter, faglige rapporter, arbejdsrapporter, tekniske anvisninger, årsberetninger samt et kvartalsvis nyhedsbrev, DMU Nyt. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over årets publikationer. Årsberetning og DMU Nyt fås gratis ved henvendelse på telefon 46 30 12 00.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1998

- Nr. 240: Beregning af rejsetider for rejser med bil og kollektiv trafik. ALTRANS. Af Thorlacius, P. 54 s., 74,00 kr.
- Nr. 241: Control of Pesticides 1997. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Køppen, B. & Petersen, K.K. 24 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 242: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 1997/98 i Danmark. Af Clausager, I. 50 pp., 45,00 kr.
- Nr. 243: The State of the Environment in Denmark 1997. By Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristiansen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L. (eds.). 288 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 244: Miljøforholdene i Tange Sø og Gudenåen. Af Nielsen, K., Jensen, J.P. & Skriver, J. 63 s., 50,00 kr.
- Nr. 245: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Report 1997. By Kemp, K., Palmgren, F. & Mancher, O.H. 57 pp., 80,00 DDK.
- Nr. 246: A Review of Biological Resources in West Greenland Sensitive to Oil Spills During Winter. By Boertmann, D., Mosbech, A. & Johansen, P. 72 pp., 95,00 DKK.
- Nr. 247: The Ecology of Shallow Lakes - Trophic Interactions in the Pelagial. Doctor's dissertation (DSc). By Jeppesen, E. 358 pp., 200,00 DKK.
- Nr. 248: Lavvandede søers økologi - Biologiske samspil i de frie vandmasser. Doktordisputats. Af Jeppesen, E. 59 s., 100,00 kr.
- Nr. 249: Phthalater i miljøet. Opløselighed, sorption og transport. Af Thomsen, M. & Carlsen, L. 120 s., 45,00 kr.
- Nr. 250: Faunapassager i forbindelse med større vejanlæg, III. Feltundersøgelser og litteraturudredning. Af Jeppesen, J.L., Madsen, A.B., Mathiasen, R. & Gaardmand, B. 69 s., 60,00 kr.
- Nr. 251: Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Jensen, J.P., Jeppesen, E., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. 102 s., 125,00 kr.
- Nr. 252: Landovervågningsoplande. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Grant, R., Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Laubel, A.R., Paulsen, I., Jensen, P.G. & Rasmussen, P. 154 s., 150,00 kr.
- Nr. 253: Ferske vandområder - vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Windolf, J., Svendsen, L.M., Ovesen, N.B., Iversen, H.L., Larsen, S.E., Skriver, J. & Erfurt, J. 102 s., 150,00 kr.
- Nr. 254: Marine områder. Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Ærtebjerg, G. et al. 246 s., 250,00 kr.
- Nr. 255: Atmosfærisk deposition af kvælstof. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Af Frohn, L., Skov, H. & Hertel, O. 97 s., 100,00 kr.
- Nr. 256: Emissioner fra vejtrafikken i Danmark 1980-2010. Af Winther, M. & Ekman, B. 73 s., 75,00 kr.
- Nr. 257: Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Af Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. & Bruun, H.G. 93 s., 100,00 kr.
- Nr. 258: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 1998. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 29 s., 40,00 kr.
- Nr. 259: Kontrol af konserveringsmidler og farvestoffer i legetøjskosmetik. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 28 s., 50,00 kr.
- Nr. 260: Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Af Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. 86 s., 150,00 kr.
- Nr. 261: Udvidet pesticidmetode i forbindelse med grundvandsovervågning. Af Vejrup, K.V. & Ljungqvist, A. 52 s., 50,00 kr.
- Nr. 262: Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, 9th - 12th October 1997, Århus, Denmark. Ed. by Madsen, A.B., Asferg, T., Elmeros, M. & Zaluski, K. 45 pp., 40,00 DKK.

1999

- Nr. 264: Phenoler i drikkevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 159 s., 80,00 kr.
- Nr. 265: Analyse af emissioner fra vejtrafikken. Sammenligning af emissionsfaktorer og beregningsmetoder i forskellige modeller. Af Winther, M. 120 s., 100,00 kr.
- Nr. 266: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. By Friberg, N. & Carl, J.D. (eds.). 139 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 271: Proceedings of the 12th Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40,00 DDK.

Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale Netværk

Faglig rapport fra DMU nr. 274



Denne rapport beskriver en fremgangsmåde til at opnå standardiserede metoder til vurdering af naturkvalitet. Rapporten præsenterer desuden metoder til bestemmelse af naturkvalitet i naturtyperne skov, fersk eng og strandeng. Metoderne benytter feltregistrering af biotiske og abiotiske indikatorer for naturkvalitet der indgår i modeller til bestemmelse af naturkvalitet. Baggrunden for modellerne er samhörende datasæt vedrørende naturindhold og naturkvalitet på en række lokaliteter der repræsenterer de behandlede naturtyper og som blev undersøgt i projektet.

Naturkvalitet blev defineret ved fire kriterier, nemlig vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet. Der blev indsamlet kvantitative data på en række lokaliteter, først og fremmest vegetationsdata, men også abiotiske og strukturelle data. På baggrund af oplysninger vedrørende naturkvalitetskriterierne fik hver lokalitet desuden en naturkvalitetsværdi. Sådanne samhörende datasæt blev brugt som træningssæt i et neuralt netværk for at oplære dette i bestemmelse af naturkvalitet på en bestemt naturtype. De parametre som modellen benyttede sig af til bestemmelse af naturkvalitet blev samtidig udpeget som indikatorer for naturkvalitet der skal benyttes ved nye bestemmelser af naturkvalitet.