

Faglig grunnlag for naturtype- overvåking i Norge – grunnlagsundersøkelser

Rune Halvorsen (red.)



Denne rapportserien utgis av:

Naturhistorisk museum
Postboks 1172 Blindern
0318 Oslo

www.nhm.uio.no

Forfattere:

Rune Halvorsen

Publiseringsform:

Publiseringsform:

Sitering:

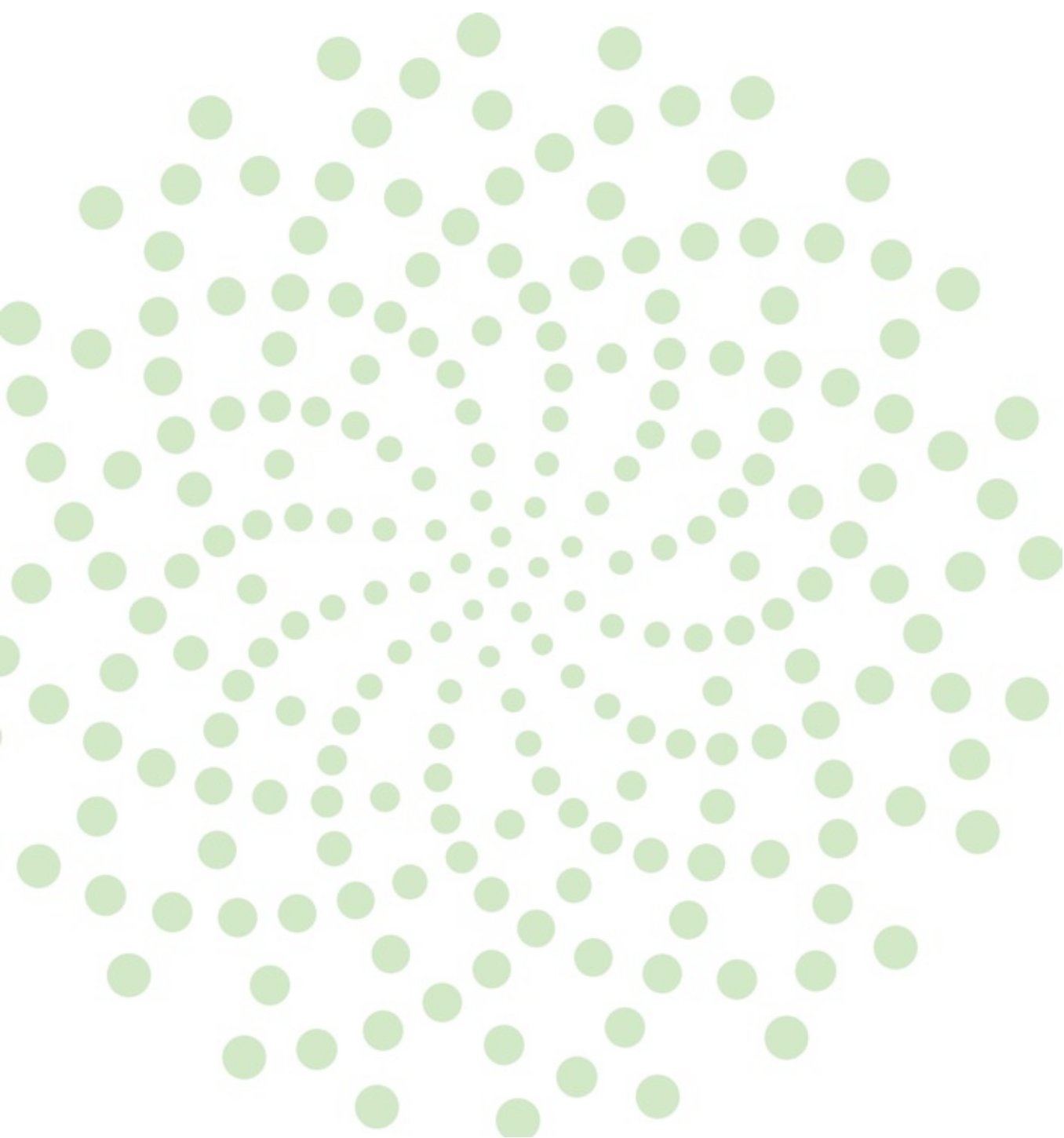
Sitering

ISSN: 1891-8050

ISBN: 978-82-7970 022 7

Faglig grunnlag for naturtype- overvåking i Norge – grunnlagsundersøkelser





Antall sider og bilag: 221+0			
Rapportnummer: 11	Gradering:	Prosjektleder: Rune Halvorsen	Prosjektnummer: 200 672
ISSN 1891-8050	Dato: 26.09.2011	Bidragsfinansiert av: Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold, sekretariat: Direktoratet for naturforvaltning	
ISBN 978-82-7970 022 7			

Sammendrag:

NatTOv – prosjektet som her rapporteres – har hatt som målsetting å bidra til utvikling av metodikk for overvåking av naturtyper som dekker lite totalareal og som forekommer spredt over store deler av landet (og som det derfor ikke er praktisk og økonomisk mulig å overvåke et arealrepresentativt nettverk av overvåkingsflater. Prosjektet har blitt utført som enkeltundersøkelser. Sju av disse omfattes av denne rapporten. Undersøkelse I var en utprøving av NiN (Naturtyper i Norge) versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem. Åtte flater á 1 km², spredt over Norge, ble kartlagt av to kartleggeteam uavhengig av hverandre. I undersøkelse II ble et landskapstypekart for Norge basert på inndelingen i NiN versjon 1.0 utarbeidet, og mulige anvendelser og forbedringsmuligheter drøftet. Undersøkelsene III–VI er case studies med romlig prediksjonsmodellering som belyser ulike sider ved modelleringsmetoder og hvordan modellering kan integreres i en overvåkingsmetode. Undersøkelse VII er en simuleringsstudie av sannsynlighetsbasert datainnsamling som ledd i naturtypeovervåking, som viser at sannsynlighetsbasert overvåking har potensiale for å kunne fylle den tiltenkte rollen som metode for overvåking av sjeldne naturfenomener. Resultatene av enkeltundersøkelsene blir drøftet i en breiere overvåkingssammenheng i den henerelle rapporten fra NatTOv-prosjektet.

Forord

Denne rapporten inneholder resultatene av hver av de sju grunnlagsundersøkelsene som er utført som ledd i prosjektet 'Naturtypeovervåking (NatTOv) – utarbeidelse av et faglig grunnlag for intensiv naturtypeovervåking', et prosjekt gjennomført 2009–10 med finansiering fra naturtype-arbeidsgruppa under 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold'. Rapporteringen fra prosjektet består i tillegg av en generell rapport, 'Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge – begreper, prinsipper og verktøy'. Den generelle rapporten beskriver bakgrunnen for prosjektet, prosjektets mål og begreper og teori som er viktig i naturovervåkingssammenheng, og avsluttes med en inngående drøfting av overvåkingsmetodikk som støtter seg på resultatene av de sju grunnlagsundersøkelsene (som vil bli henvist til som I–VII). De viktigste resultatene fra hver av grunnlagsundersøkelsene er oppsummert i sammendraget i den generelle rapporten.

Som forfatterlistene til de enkelte grunnlagsundersøkelsene viser, er det mange som har bidratt til NatTOv-prosjektet med sin kompetanse. Alle disse, og en rekke andre personer som har gitt større eller mindre bidrag av ulike slag, takkes for godt samarbeid. En stor takk også til sekretariatet for 'Nasjonalt program' ved Knut Simensen for å ha fulgt oss med stor interesse, for mange konstruktive samtaler underveis og, ikke minst, for å ha gitt oss anledning til å kombinere forskning som er målrettet mot viktige anvendelser samtidig som den bidrar til å øke vår grunnleggende forståelse både av naturvariasjonen og av de metodene vi kan bruke til å analysere variasjon i naturen.

Innhold

I Utpøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem	11
<i>Rune Halvorsen, Sabrina Mazzoni, Harald Bratli, Gunnar Engan, Helge Fjeldstad, Geir Gaarder, Bjørn Harald Larsen & Jørn-Frode Nordbakken</i>	
1 Innledning	11
2 Materiale og metoder	12
2.1 Valg av kartleggingsområder	12
2.2 Feltkartleggingsmetodikk	12
2.3 Framstilling av naturtypekart	15
2.4 Sammenlikning av naturtypekart	15
2.5 Oppsummering av erfaringer: spørreundersøkelse	18
3 Resultater og diskusjon	18
3.1 Analyse av naturtypekart	18
3.1.1 Oppsummerende statistikk for naturtypekart fra de åtte kartleggingsområdene	18
3.1.2 Sammenlikning mellom parallelle naturtypekart: generelle trekk	19
3.1.3 Områdevis sammenlikning mellom parallelle naturtypekart	26
3.1.4 Presisjon i typifisering til grunntype innen de arealmessig viktigste hovedtypene	45
3.2 Oppsummering av erfaringer: spørreundersøkelse	47
3.2.1 Generell vurdering av årsaker til reduksjon i presisjon og repetérbarhet i naturtypekartene (Spørsmålsgruppe A)	47
3.2.2 Generelle og andre spørsmål (Spørsmålsgruppe B)	50
3.2.3 Prioritering blant nye praktiske kartleggerverktøy (Spørsmålsgruppe C)	50
3.2.4 Prioritering av utviklingsoppgaver knyttet til NiN sett fra kartleggersynspunkt (Spørsmålsgruppe D)	50
3.2.5 Forbedringspunkter i NiN versjon 1.0 (Spørsmålsgruppe E)	52
3.2.6 Oppsummering av resultater av spørreundersøkelsen	53
4 Diskusjon og konklusjoner	54
4.1 Hvor gode er naturtypekartene fra de åtte kartleggingsområdene?	54
4.2 Årsaker til feil, mangler og redusert presisjon i naturtypekart	54
4.3 Konklusjoner om hvordan NiN bør videreutvikles som naturtypekartleggingssystem	58
Referanser	59
Vedlegg 1 Instruks for kartlegging av 8 flater etter NiN versjon 1.0 sommeren 2010 i NatTOv-prosjektet	61
Vedlegg 2 Registreringsskjema for arealinformasjon	68
Vedlegg 3 Oversikt over naturtyper i NiN versjon 1 som skal kartlegges	69
Vedlegg 4 Eksempel på originalkart i 1:1 000 etter feltkartlegging, med tilhørende egenskapsskjema	71
Vedlegg 5 Naturtyper (hovedtyper med alle grunntyper) og utvalgte grunntyper som skal kartlegges i storflatene (9 km ² -flatene)	73
Vedlegg 6 Utfyllende resultater fra spørreundersøkelsen	74

II Landskapstypekart for Norge, en ny infrastruktur for landskapsanalyse og modellering 99

Lars Erikstad & Stefan Blumentrath

1 Innledning	99
2 Materiale og metoder	99
2.1 Landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0	99
2.2 Landskapstypekartet: grunnlagsmateriale og kartleggingsprinsipper	101
2.3 Konstruksjon av landskapstypekartet	101
3 Resultater og diskusjon	107
3.1 Landskapskartet og drøfting av kartleggingsresultatet	107
3.2 Bruk av landskapskartet og videreutvikling av landskapstypeinndelingen i NiN	110
Referanser	115

III Romlig prediksjonsmodellering av griseblad (*Scorzonera humilis*) i Østfold 118

Rune Halvorsen, Anette Edvardsen & Vegar Bakkestuen

1 Innledning	118
2 Materiale	118
2.1 Undersøkelsesområdet	118
2.2 Treningsdata for prediksjonsmodellering	118
2.3 Prediktorvariabler	119
2.4 Uavhengige evalueringsdata	119
3 Metoder	120
3.1 Romlig prediksjonsmodellering	120
3.2 Evaluering av prediksjonsmodellen	121
4 Resultater	122
4.1 Prediksjonsmodellen	122
4.2 Evaluering av prediksjonsmodellen	122
5 Diskusjon	123
5.1 Kan vi stole på prediksjonsmodellen?	123
5.2 Hva forteller prediksjonsmodellen om miljøkravene til griseblad?	124
5.3 Undersøkelsens relevans for bruk av romlig prediksjonsmodellering i naturtypeovervåking	125
Referanser	125

IV Romlig prediksjonsmodellering av kulturmarkseng i Oppdal kommune (Sør-Trøndelag) 127

Sabrina Mazzoni, Rune Halvorsen, Vegar Bakkestuen & Harald Bratli

1 Innledning	127
2 Materiale	128
2.1 Undersøkelsesområdet	128
2.2 Responsvariabeldata for prediksjonsmodellering	129
2.3 Prediktorvariabler	133
2.4 Uavhengige evalueringsdata	133
3 Metoder	135
3.1 Romlig prediksjonsmodellering	135
3.2 Evaluering av prediksjonsmodellene	136
3.3 Egenskaper ved sannsynlighetsbaserte utvalg som er basert på de romlige prediksjonsmodellene	137

4 Resultater	138
4.1 Prediksjonsmodellen	138
4.2 Evaluering av prediksjonsmodellen	138
4.3 Egenskaper ved sannsynlighetsbaserte utvalg som er basert på de romlige prediksjonsmodellene	144
5 Diskusjon	147
5.1 Kan vi stole på prediksjonsmodellene?	147
5.2 Datagrunnlag for romlig prediksjonsmodellerering	147
5.3 Vegen videre mot sannsynlighetsbasert overvåking av kulturmarkseng	149
Referanser	149

V Romlig prediksjonsmodellering av eik (*Quercus* spp.) i Sørøst-Norge **152**

Jogeir N. Stokland & Rune Halvorsen

1 Innledning	152
2 Materiale og datainnsamlingsmetoder	153
2.1 Eik som treslag, naturtype og nøkkelart	153
2.2 Undersøkelsesområde	154
2.3 Treningsdata for prediksjonsmodellering	154
2.4 Prediktorvariabler	154
2.5 Uavhengige evalueringsdata	154
2.6 Registrering av stammediameter og mikrohabitater på eik i evalueringsflatene	156
2.7 Registrering av død ved i evalueringsflatene	157
3 Metode for romlig prediksjonsmodellering	157
3.1 Romlig prediksjonsmodellering med BRT (boosted regression trees)	157
3.2 Evaluering av prediksjonsmodellen	157
4 Resultater	158
4.1 Prediksjonsmodell for eik og feltevaluering	158
4.1.1 Prediksjonsmodellen	158
4.1.2 Evaluering av prediksjonsmodellen	163
4.1.3 Sammenheng mellom predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik og observert mengde	163
4.2 Mikrohabitater og død ved i eikeskog	163
4.2.1 Mikrohabitater på levende trær i ulike diameterklasser	164
4.2.2 Geografisk variasjon i stammediameter og mikrohabitater	165
4.2.3 Geografisk variasjon i dødvedmengde	170
5 Diskusjon	170
5.1 Hvor pålitelig er prediksjonsmodellen for eik?	170
5.2 Sammenhenger mellom forekomst av mikrohabitater på eik og eiketrærnes størrelse	171
5.3 Geografisk fordeling av store eiketrær, mikrohabitater og død ved	172
5.4 Modellering av naturtilstand i skog med eiketrær	172
5.5 Konklusjon og perspektiver	173
Referanser	174

VI Romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjord-området **176**

Anders K. Wollan, Vegar Bakkestuen & Rune Halvorsen

1 Innledning	176
2 Materiale	176

2.1 Avgrensning av 'åpen grunnlendt kalkmark'	176
2.2 Undersøkelsesområdet	177
2.3 Utvalgsmetode	178
2.4 Treningsdata for prediksjonsmodellering	179
2.5 Prediktorvariabler	182
3 Metoder	182
3.1 Romlig prediksjonsmodellering	182
3.2 Evaluering av prediksjonsmodellen	183
4 Resultater	184
4.1 Direkte prediksjonsmodell basert på naturtypedatasettet	184
4.2 Indirekte prediksjonsmodell basert på artsdatasettet	184
4.3 Evaluering av prediksjonsmodellene	186
5 Diskusjon	187
5.1 Årsaker til uoverensstemmelse mellom prediksjonsmodeller og 'bakkesannhet'	188
5.2 Likheter og forskjeller mellom de to prediksjonsmodellene	193
5.3 Undersøkelsens relevans for bruk av romlig prediksjonsmodellering i naturtypeovervåking	195
Takksigelse	195
Referanser	195

VII Sannsynlighetsbasert datainnsamling – teori, begreper og en simuleringsundersøkelse 197

Rune Halvorsen & Einar Heegaard

1 Innledning	197
2 Teori og begreper	197
2.1 Begreper og notasjon for indikatorvariabler, populasjoner og utvalg	197
2.2 Sannsynlighetsveiting av potensielle observasjonssteder på grunnlag av en romlig prediksjonsmodell	200
3 Simuleringsstudium av sannsynlighetsbasert datainnsamling	204
3.1 Materiale og metoder	204
3.1.1 Simulering av indikatorvariabler og prediksjonsmodell	204
3.1.2 Sannsynlighetsbasert utvalg fra simulerte datasett	207
3.1.3 Estimering	208
3.1.4 Sammenlikning av estimer	208
3.2 Resultater	209
3.2.1 Forventningsfeil	209
3.2.2 Spredning av estimatene	211
3.3 Diskusjon	212
4 Konklusjon	215
Referanser	215
Vedlegg 1 Forklaring til notasjon	217

I Utprøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem

Rune Halvorsen, Sabrina Mazzoni, Harald Bratli, Gunnar Engan, Helge Fjeldstad, Geir Gaarder, Bjørn Harald Larsen & Jørn-Frode Nordbakken

1 Innledning

Arealdekkkart, inkludert vegetasjonskart og kart over naturtyper som er definert på grunnlag av andre eller et breiere sett av kriterier enn vegetasjon, er potensielt svært viktige hjelpemidler for praktisk arealforvaltning (Rekdal & Larsson 2005, Bryn 2006, Anonym 2007). Slike kart kan dessuten være viktige som grunnlagsinformasjon, for forskning (Evju et al. 2006) inkludert utbredelsesmodellering (Thuiller et al. 2004) og for naturovervåking (Sanders et al. 2004, Strand & Rekdal 2005). Ethvert arealdekkkart er imidlertid en modell av naturen, som er beheftet med feil, usikkerheter og unøyaktigheter (Foody 2002, Shao & Wu 2008). Dette gjelder enten kartet er et topografisk kart, et vegetasjons- eller naturtypekart som er basert på feltinventering (Küchler 1988, Faliński 1994, Sanders et al. 2004, Bryn 2006, Pancer-Koteja et al. 2009) eller et arealdekkkart som er basert på fjernmålingsdata, i videste betydning (Foody 2002, Xie et al. 2008, Erikstad et al. 2009). Naturtypekart (inkludert vegetasjonskart) som er basert på en kombinasjon av tolkning av fjernmålingsdata og feltinventering har imidlertid potensial for å gi en mer nøyaktig og "korrekt" beskrivelse av virkeligheten enn kart som utelukkende er basert på fjernmålingsdata. Det er flere grunner til dette. Fjernmålingsdata inneholder en begrenset mengde informasjon om naturen, og metodene som brukes til å identifisere arealdekketyper på grunnlag av fjernmålingsdata er langt fra fullkomne. Dessuten kan erfarne feltinventører kombinere en lang rekke ulike typer naturegenskaper, blant annet observasjoner av artssammensetningen og økologisk kunnskap om naturtypenes fordeling i terrenget, som ikke fanges opp av fjernmålingsdata når de skal tilordne arealer til typer (Groom et al. 2006). Dette er viktige årsaker til at naturtypekart basert på feltinventering har beholdt sin posisjon som et viktig hjelpemiddel, både for arealplanlegging og naturovervåking, til tross for at slike kart er vesentlig dyrere å produsere pr. kartlagt arealenhet enn fjernmålingsbaserte arealdekkkart.

En kritisk faktor for anvendbarheten av naturtypekart (i det videre blir begrepet "naturtypekart" brukt i en vid betydning som også inkluderer vegetasjonskart), ikke minst i overvåkingssammenheng, er kartenes pålitelighet. Sjøl om naturtypekart som er basert på feltinventering vanligvis gir en mer presis beskrivelse av naturvariasjonen enn satellittbaserte kart, er det en kjensgjerning at feltpaserte naturtypekart også kan være beheftet med vesentlige feil og mangler eller være upresise. Pancer-Koteja et al. (2009) nevner flere viktigste årsaker til dette:

1. *mangler ved naturtypeinndelingssystemet og dokumentasjonen av dette*; at naturtypene er idealer mens den virkelige naturen består av mer eller mindre typiske representanter for disse idealene; uansett hvor presise typebeskrivelsene er og uansett hvor mye arbeid som legges ned i å utarbeide klare avgrensningskriterier mellom typer vil det derfor finnes tilfeller der ulike kartleggere på grunnlag av ulike subjektive vurderinger vil typifisere arealer ulikt til naturtyper;
2. *gradvise overganger* mellom naturtyper i naturen (se også Küchler 1988, Halvorsen et al. 2009), særlig i terreng uten skarp topografisk variasjon; denne årsaken er relatert til den forrige fordi den (i noen grad) kan avbøtes ved forbedring av presisjonen i avgrensningskriterier og dokumentasjon;
3. *unøyaktighet ved georeferering* (og andre svakheter ved kartleggingsmetoden)

I tillegg kommer "den menneskelige faktor", som kan sammenfattes i begrepet

4. *kartleggerfeil*; feil som skyldes manglende kunnskap, mangelfull opplæring, tidsnød under feltarbeidet og andre subjektive årsaker til at en kartleggers oppfatning av naturtypetilhørighet for et areal avviker fra arealets 'sanne' naturtypetilhørighet (i den grad det er mulig å definere en 'sann' naturtypetilhørighet; se generell rapport, kapittel 3.1)

Før det gjøres store investeringer i kartlegging og overvåking bør metodikk og annen infrastruktur være grundig utprøvd slik at resultatene tilfredsstiller ønskete kvalitetskrav (se generell rapport, kapittel 5.1). Det finnes imidlertid svært få sammenliknende undersøkelser der én metodikk for feltkartlegging av naturtyper er testet ut ved at flere ulike kartleggere/kartleggeteam har kartlagt samme område i den hensikt å evaluere naturtypekartenes presisjon. Ett unntak er det store parallellkartleggingsprosjektet i Białowieża-skogen i Polen på begynnelsen av 1990-tallet, der seks uavhengige team av plantesosiologer kartla det samme området i målestokk 1:10 000 (Greco et al. 1994). Denne undersøkelsen påviste at vegetasjonskart slett ikke forteller en objektiv sannhet; bare 64 % av det kartlagte arealet hadde sammenfallende plantesamfunnstilhørighet for minst fire av kartene. Likevel blir vegetasjonskart basert på felthinventering ofte brukt som om de representerte en sannhet ("bakesannhet"), for eksempel som grunnlag for evaluering av arealdekkkart basert på fjernmålingsinformasjon (f.eks. Smits et al. 1999, Foody 2002; Powell et al. 2004, Dobrowski et al. 2008; Thompson & Gergel 2008).

De aller fleste undersøkelser der naturtypekart blir sammenliknet, har til hensikt å undersøke endringer i arealdekke over tid (Bernhardt-Römermann et al. 2007, Pancer-Koteja et al. 2009) eller sammenlikne ulike kartleggingsmetoder, for eksempel kart basert på ulike typer fjernmålingssensordata (Brown et al. 2006) eller satelittbaserte kart og kart som er basert på felthinventering (Powell et al. 2004, Faber-Langendoen et al. 2007, Thompson & Gergel 2008). Sammenlikning av et kart mot en underliggende "sannhet" kan gjøres på grunnlag av en $m \times m$ krysstabell (*confusion matrix*). Elementene y_{ij} i krysstabellen angir totalareal, antall evalueringspunkter eller en annen kvantifiserbar som kan fordeles på enheter (punkter eller arealer) som er typifisert til j på kartet og har 'sann' tilhørighet til type i . Foody (2002) gir en oversikt over indekser for "goodness-of-fit" som kan avledes fra en slik krysstabell. I tilfeller der resultater av parallell kartlegging skal sammenliknes uten referanse til noen "sannhet", lar imidlertid ikke slike indekser seg bruke, men krysstabellen kan likevel brukes som utgangspunkt for parvis sammenlikning av overensstemmelse mellom naturtypekart (f.eks. Pancer-Koteja et al. 2009).

Intensjonen om at Naturtyper i Norge (NiN) skal gi grunnlag for en presis, observatøruavhengig kartlegging av naturtyper, blant annet som basis for naturtypeovervåking, er klart uttrykt i NiN bakgrunnsdokumenter (Halvorsen 2008) og i dokumentasjonen for systemet (Halvorsen et al. 2009). De primære formålene med den foreliggende undersøkelsen er: (1) å utvikle et første utkast til feltkartleggingsmetodikk for naturtyper basert på NiN versjon 1.0; (2) å teste presisjonen ved naturtypekartlegging etter NiN versjon 1.0 ved at et antall utvalgte områder blir kartlagt parallelt av ulike kartleggere, samt å identifisere mulige årsaker til at naturtypekart ikke blir presise; og (3) å tilrettelegge erfaringene fra utprøving av NiN som kartleggingssystem for arbeidet med videreutvikling av naturtypesystemet. Naturtypekartene skal dessuten tjene som infrastruktur for uttesting av fjernmålingsmetoders evne til å identifisere ulike naturtyper og for videre arbeid med uttesting av metodikk for overvåking av naturtyper i Norge.

2 Materiale og metoder

2.1 Utvelgelse av kartleggingsområder

Åtte kartleggingsområder á 1 km² ble subjektivt valgt ut i den hensikt at så mye som mulig av variasjonen i norsk natur skulle fanges opp; geografisk, langs regionale økokliner og med hensyn til variasjon i topografi og innhold av natursystem-hovedtyper (se generell rapport, kapittel 3.3.5 for beskrivelse av NiN-systemet og forklaring av viktige NiN-relaterte begreper). Kartleggingsområdene ble plassert med sørvestre hjørne i skjæringspunktet mellom gridlinjer i UTM-nettet (WGS 84). Avstanden mellom gridlinjene var 500 m i begge retninger, i den aktuelle sonen (32W–34W). Plassering av de åtte kartleggingsområdene og beskrivelse av noen viktige områdeegenskaper er vist i Tabell 1.

2.2 Feltkartleggingsmetodikk

Hvert av de åtte kartleggingsområdene ble naturtypekartlagt i målestokk 1:5 000 etter NiN versjon 1.0 (for utfyllende beskrivelse av kartleggingsmetodikken, se Vedlegg 1). Hvert område ble kartlagt parallelt av to erfarne vegetasjonsøkologer/naturtypekartleggere, én fra Norsk institutt for skog og landskap (Harald Bratli,

Gunnar Engan, Jørn-Frode Nordbakken) og én fra Miljøfaglig utredning (Helge Fjeldstad, Geir Gaarder, Bjørn Helge Larsen). Kartleggenes identitet er anonymisert i all bearbeiding og presentasjon av resultater fordi undersøkelsens formål var å prøve ut typeinndelingssystem og kartleggingsmetode, ikke å vurdere de enkelte kartleggerne. Naturtypekartene blir referert til som SV1 og SV2 (Svarteberget 1, Svarteberget 2, ...; jf. Tabell 1). Kartleggerne arbeidet uavhengig av hverandre i felt, og hadde ikke anledning til å drøfte konkrete kartleggingsspørsmål relatert til utfigurering etc. Utveksling av generell informasjon (om hvordan NiN-dokumentasjonen skulle tolkes etc.) var tillatt.

Før feltarbeidet (som pågikk fra mai til oktober 2010) deltok alle kartleggerne på en tredagers feltsamling på Hvaler (Østfold), der et første utkast til kartleggingsinstruks ble testet ut i praktisk kartlegging. Kartleggingsinstruksen ble revidert i løpet av kartleggersamlingen. Det var opp til hver kartlegger å vurdere hvor mye tid han ville bruke på å sette seg inn i NiN-systemet mellom kartleggersamlingen og feltarbeidet startet, men stramme tidsrammer begrenset forberedelsesmulighetene til få dagsverk.

Som kartgrunnlag for feltarbeidet ble benyttet ortofoto med markslagsgrenser utfigurert på basis av AR5, kopiert i målestokk 1:1 000 og forsynt med et UTM-rutenett med 10 m maskevidde. Feltarbeidet (avgrensning av naturtypefigurer og registrering av egenskaper på skjemaet i Vedlegg 2) ble utført med håndholdt GPS som arbeidsredskap (presisjon varierende, oftest ± 6 m eller mindre). På grunnlag av ekspertvurdering (konsensus blant kartleggere og prosjektleder) av kartleggingsflatenes kompleksitet ble et fast antall effektive arbeidstimer (som ikke inkluderte reise- og gangtid inn til kartleggingsområdet) allokert til hver kartlegger for hvert område; samme timeantall for hver av de to kartleggerne (GJ: 30; JO: 32, GR: 35; LU: 40; ME: 45; BL: 52; SV: 56; BV: 60).

- Naturtypefigurer av tre typer skulle kartfestes: *flateelementer*, *linjeelementer* og *punktelementer* (se Vedlegg 1, punkt A5). Ved kartleggingen ble følgende hovedregler lagt til grunn (se Vedlegg 1, punkt B):
- Naturtypefigurer innenfor natursystem-hovedtypegruppene fjæresonesystemer (S), våtmarkssystemer (V) og fastmarkssystemer (T) skulle avgrenses på grunnlag av tilhørighet til grunntype på natursystem-nivået

Natur som tilhører hovedtypegruppe ferskvannssystemer (F) skulle kartlegges som landskapsdel [det vil si til de to hovedtypene elveløp (1) og innsjø (2) med grunntyper] med unntak for at eufotisk ferskvannsbløtbunn (F7), grunntyper [5] og [6] for helofyttsump, skulle utfigureres

Natur som tilhører hovedtypegruppe saltvannssystemer (M) skulle utfigureres som én samlet natursystem-hovedtypegruppefigur, med unntak for at landskapsdel-hovedtypen fjæresone-sjø (3) med grunntyper (som alltid er omgitt av fjæresonesystemer) skulle kartlegges som landskapsdel [til hovedtypen fjæresone-sjø (3) med grunntyper]. Sammenhengende figurer for saltvannssystemer (M) ble ved analyser betraktet som ikke kartlagt areal.

Et område bestående av flekker (delfigurer) av ulike grunntyper (fra samme eller forskjellige hovedtyper) som hver dekte over 10% av figurarealet, men som hadde faktisk figurareal under minstearealet for den aktuelle typen, skulle kartlegges som en mosaikk av inntil fem naturtyper (se Vedlegg 1, punkt C). Mosaikkandeler skulle angis som antallet tideler hver av enkelttypene som inngikk i mosaikkfiguren anslagsvis dekte.

Kartleggingsinstruksen inneholder en rekke presiseringer, blant annet av minstestørrelse for kartlegging som egne naturtypefigurer. De viktigste presiseringene oppsummeres som følger (se Vedlegg 1, punkter E og F): Standard minstestørrelse for utfigurering som flateelement var 100 m², gitt at figuren hadde en største bredde på 5 m eller mer (Vedlegg 1, punkt E). Unntatt fra dette var figurer for skogmark som ikke var omsluttet av kultur- og/eller kunstmark, som dermed måtte være minst 500 m² og ha en største bredde på 10 m eller mer. Skogmarksområder som ikke tilfredsstilte dette minstearealkravet (skogholt) skulle kartlegges som del av den naturtypefiguren de inngikk i. Flekker innenfor en skogmarksfigur med mindre areal enn 500 m² og som tilhørte én eller flere av hovedtypene nakent berg (T20), åpen grunnlendt naturmark (T25) eller boreal hei (T26) skulle *ikke* utfigureres som egen naturtypefigur, men i stedet inngå som mosaikkelement i skogmarksfiguren. Følgende naturtyper skulle kartlegges som punktelementer når de ikke tilfredsstilte minstearealkravet: Natursystem-hovedtypene svak kilde og kildeskogsmark (V3), sterk kaldkilde (V4), fugleberg (T14), fuglefjell-eng (T15), grotte (T19), isinnfrysingsmark (T24), utvalgte grunntyper [alle grunntyper karakterisert ved tungmetallinnhold (TU) trinn Y2 *ultramafisk*; alle grunntyper for kalkinnhold (KA) trinn 6 *kalkmark*; alle grunntyper for et trinn langs kalkinnhold (KA) som var minst to trinn høyere ('rikere') enn naturtypefigurene ('matrisen') som omga den aktuelle punktfiguren] og grunnundertyper av kulturmarkseng (T4) karakterisert av grunnleggende hevdform (HF) trinn Y1 *slått* (slåttemark). Kantsoner for åker og kunstmarkseng (T3) mot annen kunstmark [inkludert konstruert fastmark (T2)] og mot vannforekomster skulle utfigureres som flateelementer når deres areal var større enn 100 m² og

Tabell 1. Kartleggingsområder for utprøving av NiN versjon 1.0 som kartleggingssystem. BH og BS angir plassering langs de regionale økoklinene bioklimatisk seksjon (BH) og bioklimatisk sone (BS), basert på Moen (1998). Berggrunn og løsmasser er basert på vektoriserte berggrunns- og løsmassekart (www.ngu.no).

Kode	Navn	Fylke: Kommune	UTM (SV hjørne)	Høyde	BH	BS	Berggrunn	Løsmasser
SV	Svarteberget	Østfold: Hvaler	32V/06100, 65470	0–20	O2	BN	Granitt, granodioritt	Tynt, flekkvis dekke; marin strandavsetning
GJ	Gjeddetjern	Akershus: Aurskog-Høland	32V/06490, 66320	160–220	O1	SB	Diorittisk til granittisk gneis	Tynt, flekkvis dekke
GR	Grimsmoen	Hedmark: Folldal	32V/05575, 68880	680–740	C1	MB–NB	Amfibolitt, grønnstein	Elveavsetning; breekvavsetning; skredmateriale; tykt morenedekke;
BL	Blika	Telemark: Seljord	32V/04745, 66055	380–720	O1	SB–MB	Kvartsitt, gabbro, amfibolitt, marmor	For det meste tynt, flekkvis dekke
JO	Jordstøyp	Vestfold: Larvik	32V/05540, 65610	20–320	O1	BN–SB	Syenitt, kvartssyenitt	Tynt, flekkvis dekke
ME	Meling	Hordaland: Bømlo	32V/02820, 66310	0–40	O3	BN	Gabbro, amfibolitt	Tynt, flekkvis dekke
BV	Bliksvær	Nordland: Bodø	33V/04550, 74615	0–80	O2	MB	Granitt, granodioritt	Tynt, flekkvis dekke
LU	Lullejohka	Troms: Storffjord	34V/04775, 76880	60–360	C1	NB	Diorittisk til granittisk gneis, marmor	Tynt, flekkvis dekke

deres største bredde var minst 3 m. Bergvegger (hovedtypen nakent berg (T20), grunntyper for bergvegg) med høyde over 5 m og lengde over 25 m, eller høyde over 10 m uavhengig av lengde, skulle utfigureres som linjeelementer. Når fjæresonens totale bredde var mindre enn 5 m over en lengde på mer enn 25 m, skulle fjæresonen kartlegges som et linjeelement typifisert til den dominerende hovedtypen langs linja. Landskapsdel-hovedtypene innsjø (2) og fjæresone-sjø (3) skulle kartlegges som punktelementer når de hadde mindre overflateareal enn 4 m². Elveløp (1) skulle utfigureres som flateelementer dersom de hadde gjennomsnittlig bredde på minst 2 m i en lengde av minst 100 m. Elveløp skulle utfigureres som linjeelement opp til det øverste punktet der den gjennomsnittlige bredden var minst 0,5 m i en lengde av minst 25 m.

Områder med uklar status som kultur-, kunst- eller naturmark (for eksempel tett skog med uavklart hevdhistorie) skulle typifiseres som naturmark, mens områder med uklar status som kultur- eller kunstmark skulle typifiseres som kunstmark. Egne naturtypefigurer skulle utfigureres for grunntyper som skilte seg med hensyn til kalkinnhold (KA) når området kunne deles opp i delområder hvorav ett inneholdt og de(t) andre ikke inneholdt tilstrekkelig med indikatorer for et gitt trinn langs kalkinnhold (KA) i henhold til '321-kriteriet' og begge (alle) delområdene tilfredsstilte minstepresiseringskravet. '321-kriteriet' innebærer at det i hvert 100 m² delområde minst må forekomme tre arter som skiller dette trinnet langs kalkinnhold (KA) fra neste lavere trinn eller to arter hvorav minst én er vanlig (trinn 2 på NiNs standard mengdeskala fra 0 til 4; se NiN Artikkel 1: Boks 7) eller én art som er konstant. Øvrige presiseringer av utfigurerings- og tolkningsreglene er gitt i Vedlegg 1, punkt F.

Ved kartleggingen skulle utvalgte egenskaper (lokale basisøkolinier, tilstandsökolinier, dominans) registreres i naturtypefigurer når dette var relevant (se Vedlegg 1, punkt D og Vedlegg 2–4). Fordi bearbeidingen fra feltkartskisse til ferdig digitalisert kart med tilhørende informasjon om typetilhørighet var mye mer arbeidskrevende enn antatt på forhånd, ble ikke egenskapsskjemaene digitalisert. Sammenlikningen av naturtypekartene begrenser seg derfor til hoved- og grunntypetilhørighet, med hovedvekt på typifisering til hovedtyper.

Øyer som ikke var tilgjengelig uten båt skulle heller ikke kartlegges.

2.3 Framstilling av naturtypekart

Alle naturtypefigurer som ble identifisert i felt ble digitalisert på skjerm med ortofoto som bakgrunn på grunnlag av materiale (rentegnete naturtypekartskisser og regneark som koblet naturtypetilhørighet til kartleggerens polygon-ID) levert av hver kartlegger. Digitaliseringen ble utført av Norsk institutt for skog og landskap. Som ledd i digitaliseringsprosessen ble inkonsistenser og mulige feil og mangler i datamaterialet løpende korrigert i dialog med kartleggerne. Manuskart ble bare delvis korrekturlest; tid og ressurser ga ikke anledning til en full, detaljert korrektur i siste ledd (før analyse av data). Det kan derfor ikke utelukkes at noen mindre feil og mangler har forblitt ukorrigert. Disse angår imidlertid en så forsvinnende liten del av det totale materialet at de vil være uten innflytelse på analyseresultatene.

På naturtypekartene hadde hver naturtypefigur på hvert kart en unik ID som var koblet til en egenskapstabell med informasjon om hvorvidt naturtypefigurene representerte flate-, linje- eller punktelementer, om de var enhetlige typefigurer (H) eller mosaikkfigurer (M) og hvilken hoved- og grunntypetilhørighet de hadde.

2.4 Analyse av naturtypekart

Alle digitale naturtypekart med tilhørende egenskapstabeller ble analysert i GIS ved bruk av ArcGIS versjon 9.3. Analysen av naturtypekart ble begrenset til bare å omfatte flateelementer, det vil si naturtypefigurer utfigurert som polygoner (med areal > 0 m²). I det videre blir flateelementene omtalt som naturtypefigurer eller bare 'figurer'.

Hvert enkelt naturtypekart ble karakterisert ved bruk av enkel oppsummerende statistikk basert på faktisk figurareal, a_i ($i = 1, \dots, 4010$ angir unik ID for hver av de 4010 utfigurerte naturtypefigurene på de 16 kartene). For eksempel ble totalt utfigurert areal beregnet for hver hovedtype k ($k = 1, \dots, m$; det totale antallet hovedtyper identifisert i kartleggingsområdene). For mosaikkfigurer ble det **dominerende elementet** i mosaikkfiguren (mosaikkelementet som utgjorde den største arealandelen) brukt som typetilhørighet for hele mosaikkfiguren ved analysen. For hver hovedtype k (på natursystem- eller landskapsdel-nivå) ble **totalt antall naturtypefigurer** (n_k), **totalt faktisk figurareal** (A_k) og **gjennomsnittlig figurareal** (a_k) beregnet.

Alle par av naturtypekart (fra samme kartleggingsområde) ble gjort gjenstand for en *overlay*-analyse, det vil si en analyse der alle unike kombinasjoner av figurer i hvert av de to sammenliknete kartene ble

Tabell 2. Inndeling av kombinasjonsfigurer i åtte grupper ($h = 1, \dots, 8$) på grunnlag av likhet/ulikhet i hovedtypetilhørighet hos de to kartleggerne. Gruppene LikMar og Luke angir deler av kartleggingsflatene som ikke er kartlagt.

Gruppe	h	Forklaring
LikHH	1	Kartlagt som enhetlig figur av begge kartleggerne og typifisert til samme hovedtype
LikHM	2	Kartlagt som enhetlig figur av den ene kartleggeren og som mosaikkfigur av den andre; mosaikkfigurens dominerende element og den enhetlige figuren er typifisert til samme hovedtype
LikMM	3	Kartlagt som mosaikkfigur av begge kartleggerne; dominerende element typifisert til samme hovedtype
DelvHM	4	Kartlagt som enhetlig figur av den ene kartleggeren og som mosaikkfigur av den andre; den enhetlige figuren er typifisert til en hovedtype som inngår som element i mosaikkfiguren, men ikke som dens dominerende element
DelvMM	5	Kartlagt som mosaikkfigur av begge kartleggerne; dominerende element er ikke typifisert til samme hovedtype, men minst én hovedtype er felles for de to kartleggenes typifisering av figuren
UlikHH	6	Kartlagt som enhetlig figur av begge kartleggerne og typifisert til forskjellig hovedtype
UlikHM	7	Kartlagt som enhetlig figur av den ene kartleggeren og som mosaikkfigur av den andre; den enhetlige figuren er typifisert til en hovedtype som ikke inngår som element i mosaikkfiguren
UlikMM	8	Kartlagt som mosaikkfigur av begge kartleggerne; ingen hovedtype felles for de to kartleggenes typifisering av figuren
LikMar		Av begge kartleggere utdefinert som saltvannssystem (M), som ifølge instruksen ikke skulle kartlegges
Luke		Ikke kartlagt; minst én av de to kartleggerne har unnlatt å angi naturtypetilhørighet for figuren

identifisert som nye figurer j ($j = 1, \dots, 6924$), gitt en unik ID og arealberegnet (arealet av kombinasjonsfigur j blir angitt som a_j). En unik kombinasjonsfigur er altså et avgrenset område (en lukket figur) som hører til én og bare én naturtypefigur i hvert av de to sammenliknede kartene. Områder som av én eller begge kartleggerne ble typifisert som saltvannssystemer (M) eller ansett for å være utilgjengelige øyer, eller som av en eller annen grunn ikke er kartlagt av minst én kartlegger (dette dreier seg om $< 0,5$ % av det totale kartlagte arealet) ble utelatt ved den sammenliknende analysen av kartene. Kombinasjonsfigurer med areal $< 10 \text{ m}^2$ ble vurdert å være resultatet av kartfestings- og digitaliseringsunøyaktighet (cf. Thompson & Gergel 2008) og derfor utelatt fra videre analyse. Det samlede arealet av slike kombinasjonsfigurer utgjorde anslagsvis 0,2 % av det samlede kartlagte arealet.

Overordnet likhet mellom parallelle naturtypekart (par av naturtypekart fra et og samme kartleggingsområde) ble tallfestet på grunnlag av arealstatistikk basert på de to kartleggenes typifisering av kombinasjonsfigurene til hovedtype (for mosaikkfigurer, dominerende hovedtype). Kombinasjonsfigurene ble først fordelt på åtte grupper G_h , $h = 1, \dots, 8$ [pluss to grupper for ikke kartlagte arealer; saltvannssystemer (LikMar) og ikke kartlagte områder (Luke)] på grunnlag av egenskaper og likhet/ulikhet i hovedtypetilhørighet (som vist i Tabell 2). For hver av de åtte gruppene ble totalt faktisk figurareal A_h beregnet, for hvert kartleggingsområde og totalt for alle kartleggingsområdene. Som et grovt totalmål på graden av likhet i kartleggingsresultat for hvert kartleggingsområde ble **arealandel med lik hovedtypetilhørighet** beregnet som

$$R_k = \frac{A_1 + A_2 + A_3}{\sum_{k=1}^8 A_k}.$$

Som vist i Tabell 2, utgjør de åtte gruppene tre hovedgrupper; kombinasjonsfigurer med lik, delvis lik og ulik hovedtypetilhørighet.

Den videre sammenlikningen av parallelle naturtypekart ble gjort på grunnlag av $m \times m$ krysstabellen (matrisa **A**) der m er antallet hovedtyper som ble identifisert i kartleggingsområdet (av minst én kartlegger) og som i minst én naturtypefigur på ett kart utgjorde en enhetlig typefigur eller et dominerende element i en mosaikkfigur (jf. Smits et al. 1999, Foody 2002, Xie et al. 2008, Pancer-Koteja et al. 2009). Elementene (A_{kl}) i krysstabellen angir totalt faktisk figurareal for kombinasjonsfigurer typifisert til hovedtype k (rad k , $k = 1, \dots, m$) av kartlegger 1 og hovedtype l (kolonne l , $l = 1, \dots, m$) av kartlegger 2. Slike krysstabeller ble laget for de åtte parene av naturtypekart fra ett og samme kartleggingsområde og for summen av de åtte kartleggingsområdene.

For hver av de ni krysstabellene ble det for hver hovedtype k beregnet en **overensstemmelsesindeks**, S_k , som er en parallell til Bray-Curtis likhetsindeks for sammenlikning av artssammensetningen i to vegetasjonsflater (Bray & Curtis 1957, Faith et al. (1987):

$$S_k = \frac{2 \cdot A_{kk}}{(\sum_{k=1}^m A_{kl} + \sum_{l=1}^m A_{kl})}.$$

Overensstemmelsesindeksen har en verdi på 0 når ingen kombinasjonsfigur typifisert til hovedtype k av kartlegger 1 ble typifisert til samme hovedtype av kartlegger 2 ($A_{kk} = 0$) og *vice versa*, mens den har en verdi på 1 når alle kombinasjonsfigurer typifisert til hovedtype k av den ene kartleggeren ble typifisert til samme hovedtype av den andre kartleggeren og *vice versa*. Indeksen har en verdi på 0,5 når totalt faktisk figurareal for enhetlige kombinasjonsfigurer som er typifisert til hovedtype k av begge kartleggerne er halvparten av gjennomsnittet av totalt faktisk figurareal for enhetlige naturtypefigurer typifisert til naturtype k av hver av kartleggerne. Overensstemmelsesindeksen ble bare beregnet når til sammen 10 eller flere kombinasjonsfigurer var typifisert til naturtypen k for det aktuelle kartleggingsområdet eller totalt for alle områdene. Bidraget til reduksjon i S_k (i forhold til maksimumsverdien 1,0) fra kombinasjonsfigurer utfigurert som hovedtype l av den andre kartleggeren, S_{kl} , er gitt av

$$S_{kl} = \frac{A_{kl} + A_{lk}}{(\sum_{k=1}^m A_{kl} + \sum_{l=1}^m A_{kl})}.$$

Dersom én av A_{kl} og A_{lk} var lik null, ble bidraget karakterisert som ensidig (det vil si at det bare var den ene kartleggeren som i det aktuelle kartleggingsområdet hadde typifisert et areal som k når den andre kartleggeren hadde typifisert det som l); dersom den største av A_{kl} og A_{lk} var mindre enn $8 \times$ den minste, ble bidraget karakterisert som gjensidig.

Typifiseringen til grunntype (og, i kulturmarkseng (T4), til grunn-undertype) ble analysert i et materiale bestående av kombinasjonsfigurer typifisert til samme dominerende hovedtype av begge kartleggerne, det vil si kombinasjonsfigurer som hørte til gruppene 1, 2 og 3 i Tabell 2. En mer detaljert, hovedtypevis analyse ble begrenset til hovedtypene konstruert fastmark (T2), åker og kunstmarkseng (T3), kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5), nakent berg (T20) og fastmarksskogsmark (T23), hver med en arealandel $> 1\%$ av det kartlagte arealet, > 100 naturtypefigurer og overensstemmelsesindeks $S_k > 0,6$. Innenfor hver av disse hovedtypene ble arealandel med lik grunntypetilhørighet beregnet som

$$R_g = \frac{\sum_{k=1}^m A_{kk}}{\sum_{k=1}^m \sum_{l=1}^m A_{kl}},$$

der k og l betegner typifisering til grunntype av henholdsvis kartlegger 1 og kartlegger 2 og m er det totale antallet grunntyper utfigurert av minst én kartlegger. Innenfor hovedtyper der materialet tillot videre analyse, ble typifisering til trinn langs viktige økokliner analysert på tilsvarende vis (det vil si ved å se på arealandeler typifisert til ulike økoklintrinn i stedet for å se på typifisering til grunntype). Som en referanseverdi for R_g beregnet vi D_g , sannsynligheten for at et tilfeldig valgt punkt i en kombinasjonsfigur med samme, gitte dominerende hovedtype skulle bli typifisert til samme grunntype (eller samme økoklintrinn). D_g , som er en

parallellell til Simpson's diversitetsindeks (Simpson 1949), er gitt av

$$D_g = \sum_{k=1}^m \left(\frac{A_k}{A} \right)^2,$$

der A_k er totalt faktisk figurareal typifisert til grunntype (eller økoklintrinn) k , og A er summen av alle A_k . Fordi materialet for analyse av typifisering til grunntype inneholdt både enhetlige figurer og kombinasjonsfigurer, er analysene beheftet med stor usikkerhet. Ingen statistisk testing ble derfor foretatt. For utvalgte grunntyper og økoklintrinn ble imidlertid overensstemmelsesindeksen S_k , som har en tilsvarende tolkning som for hovedtyper, beregnet. Overensstemmelsesindeksen har en verdi på 0 når ingen kombinasjonsfigur typifisert til grunntype k av kartlegger 1 ble typifisert til samme grunntype av kartlegger 2 ($A_{kk} = 0$) og *vice versa*, mens den har en verdi på 1 når alle kombinasjonsfigurer typifisert til grunntype k av den ene kartleggeren var typifisert til samme grunntype av den andre kartleggeren og *vice versa*.

2.5 Oppsummering av erfaringer: spørreundersøkelse

For å systematisere kartleggenes erfaringer ble det gjennomført en grundig spørreundersøkelse i januar 2011, det vil si 3–6 måneder etter avsluttet feltkartlegging. Alle de seks kartleggerne var respondenter i undersøkelsen. Spørreskjemaet inneholdt 92 hovedspørsmål fordelt på fem spørsmålsgrupper. Spørsmålene skulle besvares med tall fra 1 til 6 (1 = svært lite/svært lett etc., 6 = svært mye/svært vanskelig etc.) eller × (= ikke relevant/veit ikke). Svarene utgjorde en ordnet klassesdelt responsvariabel. For de 49 spørsmålene som konkret adresserte typeinndelingen og beskrivelsessystemet i NiN versjon 1.0, ble det stilt tilleggsspørsmål om begrunnelse som skulle besvares når hovedspørsmålet ble besvart med 3 eller høyere. Tilleggsspørsmålet kunne besvares med ett av følgende fire alternativer: A = på grunn av naturlig variasjon, B = fordi dokumentasjon/kriterier ikke var god/klare nok, C = begge, D = andre årsaker (spesifiseres i kommentarfelt).

Responsen på spørreundersøkelsen blir rapportert som en streng av svar for hvert hovedspørsmål, ordnet fra lave til høye tall (f.eks. 223345 og AAB×). For hovedspørsmål ble 'median respons' benyttet til å sortere spørsmål/temaer etter viktighet, vel vitende om at responsvariabelen ikke egentlig er en kvantitativ variabel.

3 Resultater og drøfting av resultatene

3.1 Analyse av naturtypekart

3.1.1 Oppsummerende statistikk for naturtypekart fra de åtte kartleggingsområdene

Av de til sammen 4010 naturtypefigurene som ble utfigurert på de 16 enkeltkartene var det 2835 enhetlige figurer (70,7 %) og 1175 (29,3 %) mosaikkfigurer. Totalt faktisk figurareal for enhetlige figurer utgjorde 56,7 % og for mosaikkfigurer 43,3 % av det totale kartlagte arealet på 15,25 km². Gjennomsnittlig figurareal var 3794 m²; 3043 m² for enhetlige figurer og 5606 m² for mosaikkfigurer.

Antallet naturtypefigurer varierte mye mellom de åtte kartleggingsområdene; fra et gjennomsnitt for de to kartleggerne på 96 figurer i området LU til et gjennomsnitt på 501 figurer i BV. Områdene kunne, på grunnlag av gjennomsnittlig figurantall, fordeles på tre områder med kompleks naturtypevariasjon (SV, ME og BV) og fire områder med enkel naturtypevariasjon (LU, JO, GJ, GR). Området BL sto i en mellomstilling (Tabell 3). Arealandelen av enhetlige figurer varierte fra 34,7 % i LU til 87,6 % i GR. Det var ingen sammenheng mellom gjennomsnittlig totalt antall naturtypefigurer og gjennomsnittlig arealandel enhetlige figurer for de åtte områdene (Kendall's $\tau = 0,1091$, $P = 0,7084$, $n = 8$).

Til sammen ble 33 hovedtyper på natursystem- og landskapsdel-nivåene i NiN identifisert som enhetlig typefigur eller som dominerende element i en mosaikkfigur (Tabell 4). Fastmarksskogsmark (T23) utgjorde over halvparten (50,4 %) av det kartlagte arealet, og var også representert med flest (733) naturtypefigurer. Andre hovedtyper med høyt totalt faktisk figurareal var kystlynghei (T5) og kulturmarkseng (T4) som begge utgjorde mer enn 10 % av det kartlagte arealet, og åker og kunstmarkseng (T3) og nakent berg (T20) som

Tabell 3. Oppsummerende statistikk for naturtypekart for hvert av de 8 kartleggingsområdene. K1 = kartlegger 1; K2 = kartlegger 2.

Område	Figurantall							Areal(andel)		
	Enhetlig figur		Mosaikkfigur		Totalt antall			Enhetlig figur		
	K1	K2	K1	K2	K1	K2	Gj.sn.	K1	K2	Gj.sn.
SV	233	244	122	32	355	276	316	0,548	0,743	0,646
GJ	117	58	85	25	202	83	143	0,440	0,555	0,498
GR	126	126	12	50	138	176	157	0,958	0,794	0,876
BL	201	165	14	52	215	217	216	0,916	0,513	0,715
JO	104	50	27	38	131	88	110	0,568	0,429	0,498
ME	237	497	133	68	370	565	468	0,258	0,949	0,603
BV	293	253	154	302	447	555	501	0,426	0,316	0,371
LU	74	57	29	32	103	89	96	0,459	0,234	0,347

hver omfattet mellom 5 og 10 %. Fire hovedtyper utgjorde hver mellom 1 og 5 % av det kartlagte arealet; konstruert fastmark (T2), flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7), åpen myrflate (V6) og stein-, grus- og sandstrand (S6). Hovedtyper med høyt totalt figurareal var også gjennomgående representert med høyt antall figurer (Kendall's $\tau = 0,8180$, $P < 0,0001$, $n = 33$). Med unntak for stein-, grus- og sandstrand (S6) som hadde høyt gjennomsnittlig figurareal og derfor var representert med relativt få (64) figurer, var alle de andre åtte hovedtypene som utgjorde mer enn 1 % av det kartlagte arealet representert med flere enn 100 figurer. Også strandberg (S5), som hadde gjennomsnittlig figurareal under 1000 m², var representert med over 100 figurer (Tabell 4). Det var en svak tendens til at naturtyper med høyt gjennomsnittlig faktisk figurareal også var representert med mange naturtypefigurer (Kendall's $\tau = 0,3771$, $P = 0,0021$, $n = 33$) og utgjorde en høy andel av det kartlagte arealet (Kendall's $\tau = 0,5676$, $P < 0,0001$, $n = 33$). Naturtypefigurer fra fastmarksskogsmark (T23) sto i en særstilling i så måte; hver slik figur hadde i gjennomsnitt en utstrekning på 10 466 m², det vil si litt over 1 ha; mye mer enn dobbelt så mye som noen av de andre hovedtypene som utgjorde en relativt høy andel av det kartlagte arealet.

Fordelingen av figurer mellom enhetlige figurer og mosaikkfigurer varierte mye mellom hovedtypene (Tabell 4). Blant hovedtyper som utgjorde mer enn 1 % av det kartlagte arealet var åker og kunstmarkseng (T3), konstruert fastmark (T2) og stein-, grus- og sandstrand (S6) stort sett representert med enhetlige figurer (> 90 % av totalt areal, > 80 % av totalt antall figurer, for naturtypefigurer med denne hovedtypen som dominerende hovedtype). For nakent berg (T20) var det motsatt; enhetlige figurer utgjorde bare 6 % av det totale figurareal for hovedtypen. Dessuten inngikk denne naturtypen i mange mosaikkfigurer som et ikke-dominerende element. Også natursystem-hovedtypene åpen myrflate (V6) og kystlynghei (T5) hadde en arealandel av mosaikkfigurer > 50 %, mens naturtypefigurer typifisert som fastmarksskogsmark (T23) arealmessig fordelte seg nesten helt likt på enhetlige figurer og på mosaikkfigurer.

3.1.2 Sammenlikning mellom parallelle naturtypekart: generelle trekk

Totalt for alle åtte kartleggingsområdene hadde 82,1 % av kombinasjonsfigurene lik typifisering til hovedtype, mens ytterligere 3,4 % hadde delvis lik typifisering til hovedtype (Tabell 5, Fig. 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 og 15). Det totale arealet med lik typifisering til hovedtype fordelte seg med omtrent like store deler på kombinasjonsfigurer begge kartleggerne hadde identifisert som enhetlig, kombinasjonsfigurer den ene kartleggeren hadde identifisert som enhetlig og kombinasjonsfigurer begge kartleggerne hadde identifisert som mosaikk.

Arealandelen av kombinasjonsfigurer med lik typifisering til hovedtype varierte mye mellom kartleggingsområdene; fra en maksimumsverdi på 95,5 % i området JO til en minimumsverdi på 67,8 % i BV. Det var en signifikant tendens til at kartleggingsområder med høyt gjennomsnittlig figurantall (se Tabell

Tabell 4. Oppsummerende statistikk for typifisering til hovedtype; samletall for de åtte kartleggingsområdene. Hovedtyper på kunstmark er angitt med rød skrift, hovedtyper på kulturmark med grønn skrift. Rader for hovedtyper som dekker mer enn 5 % av det kartlagte arealet er markert med grå bakgrunnsfarge. H = enhetlig figur; M = mosaikkfigur; Andel = andel av det totale kartlagte arealet som er typifisert til hovedtypen; Andel H = andel av det totale arealet som er typifisert til hovedtypen som utgjøres av enhetlige figurer; Gj.sn. areal = gjennomsnittlig figurareal. Totalareal er angitt i hektar (1 ha = 10 000 m²), gjennomsnittlig figurareal i m².

NiN-hovedtype		Figurantall				Areal		
Kode	Navn	H	M	Tot.	Tot.	Andel	Andel H	Gj.sn. areal
S3	Driftvoll	18	12	30	1,51	0,0010	0,701	504
S4	Fjæresone-vannstrand på fast bunn	4	1	5	0,34	0,0002	0,895	674
S5	Strandberg	63	39	102	9,45	0,0062	0,698	927
S6	Stein-, grus- og sandstrand	55	9	64	15,79	0,0104	0,928	2468
S7	Strandeng og strandsump	63	35	98	11,16	0,0073	0,707	1139
F7	Eufotisk ferskvannsbløtbunn	12	0	12	0,62	0,0004	1,000	515
V1	Modifisert våtmark							5073
V2	Nykonstruert våtmark	3	0	3	0,08	0,0001	1,000	257
V3	Svak kilde og kildeskogsmark	23	3	26	3,83	0,0025	0,379	1472
V4	Sterk kaldkilde	2	0	2	0,01	0,0000	1,000	44
V6	Åpen myrflate	79	126	205	18,80	0,0124	0,358	917
V7	Flommyr, myrkant og myrskogsmark	103	13	116	44,74	0,0294	0,820	3857
T2	Konstruert fastmark	308	17	325	50,45	0,0332	0,904	1552
T3	Åker og kunstmarkseng	282	20	302	106,37	0,0699	0,945	3522
T4	Kulturmarkseng	463	146	609	163,30	0,1073	0,716	2681
T5	Kystlynghei	518	214	732	188,96	0,1242	0,435	2581
T7	Flomskogsmark	15	6	21	5,46	0,0036	0,788	2602
T8	Åpen flomfastmark	22	19	41	5,02	0,0033	0,471	1225
T9	Fosseberg	3	0	3	0,08	0,0001	0,723	273
T10	Fosse-eng	1	0	1	0,04	0,0000	1,000	416
T12	Kystnær grus- og steinmark	57	10	67	4,60	0,0030	0,839	687
T13	Sanddynemark	11	8	19	1,57	0,0010	0,496	826
T17	Åpen ur og snørasmark	7	0	7	1,45	0,0010	0,767	2075
T18	Åpen skredmark	19	0	19	5,10	0,0034	1,000	2687
T20	Nakent berg	59	141	200	77,96	0,0512	0,062	3898
T22	Blokkmark	29	1	30	1,21	0,0008	0,976	404
T23	Fastmarksskogsmark	416	317	733	767,12	0,5043	0,502	10466
T24	Isinnfrysingsmark	22	0	22	2,58	0,0017	1,000	1172
T25	Åpen grunnlendt naturmark i lavlandet	5	32	37	4,39	0,0029	0,055	1187
T29	Fjellhei og tundra	5	0	5	1,10	0,0007	1,000	2202
LD1	Elveløp	42	0	42	10,63	0,0070	1,000	2530
LD2	Innsjø	84	4	88	11,48	0,0075	0,980	1304
LD3	Fjæresone-sjø	37	2	39	3,53	0,0023	0,991	904

Tabell 5. Oppsummerende statistikk for sammenlikning mellom parallelle naturtypekart: totalt faktisk figurareal for hver av de åtte gruppene (se Tabell 2 for forklaring) av kombinasjonsfigurer (i hvert kartleggingsområde og totalt for alle områdene), uttrykt som andel av totalt kartlagt areal.

Om- råde	Fordeling på enkeltgrupper									Fordeling på hovedgrupper		
	Lik			Delvis lik			Ulik					
	LikHH	LikHM	LikMM	DelvHM	DelvMM	UlikHH	UlikHM	UlikMM	Lik	Delv	Ulik	
SV	0,388	0,101	0,235	0,011	0,006	0,148	0,105	0,006	0,723	0,018	0,259	
GJ	0,233	0,307	0,315	0,010	0,000	0,083	0,047	0,005	0,855	0,010	0,135	
GR	0,719	0,158	0,030	0,000	0,000	0,063	0,029	0,001	0,906	0,000	0,094	
BL	0,345	0,357	0,023	0,011	0,000	0,110	0,151	0,003	0,725	0,011	0,264	
JO	0,310	0,328	0,318	0,015	0,008	0,012	0,007	0,002	0,955	0,023	0,022	
ME	0,186	0,574	0,019	0,059	0,001	0,062	0,079	0,020	0,779	0,060	0,161	
BV	0,147	0,189	0,342	0,023	0,103	0,078	0,082	0,036	0,678	0,126	0,196	
LU	0,114	0,359	0,434	0,003	0,022	0,037	0,029	0,002	0,908	0,024	0,068	
Totalt	0,304	0,302	0,215	0,016	0,018	0,072	0,065	0,009	0,821	0,034	0,146	

3) hadde lavere arealandel av kombinasjonsfigurer med lik typifisering til hovedtype (Kendall's $\tau = -0,7143$, $P = 0,0141$, $n = 8$); det vil si at kartleggingen til hovedtype (som forventet) stemte bedre overens mellom kartleggerne i områder med en mindre 'kompleks' naturvariasjon, det vil si med mønstre på grovere skala, enn i mer 'komplekse' områder.

Overensstemmelsesindeksen S_k , beregnet for totalmaterialet av kombinasjonsfigurer fra de åtte kartleggingsområdene (Tabell 6), varierte sterkt mellom hovedtypene, fra 0 (intet areal typifisert til den angitte hovedtypen av begge kartleggerne) til maksimumsverdien på 0,920 for fastmarksskogsmark (T23) og 0,900 for åker og kunstmarkseng (T3). Fem hovedtyper utmerket seg ved å ha S_k -verdier under 0,25 til tross for at de var representert med over 20 naturtypefigurer (til sammen på de 16 naturtypekartene); blokkmark (T22) og åpen grunnlendt naturmark (T25) som begge hadde $S_k = 0$, i tillegg til svak kilde og kildeskogsmark (V3), flomskogsmark (T7) og sanddynemark (T13). For de øvrige hovedtypene fordelte S_k -verdiene seg mellom 0,44 og 0,86 (Tabell 6–7). Overensstemmelsesindeksen S_k var sterkt korrelert både med totalt figurantall (Kendall's $\tau = 0,4351$, $P = 0,0025$, $n = 25$) og med gjennomsnittlig figurareal (Kendall's $\tau = 0,4471$, $P = 0,0018$, $n = 25$), det vil si at kartleggerne gjennomgående kartla arealmessig mer dominerende hovedtyper og hovedtyper som opptrer som større flekker i naturen mer likt enn naturtyper som er 'sjeldnere' og til stede som mindre figurer.

Tabell 6 viser en rekke interessante mønstre hvorav de viktigste kan oppsummeres i følgende punkter:

1. Med unntak for stein-, grus- og sandstrand (S6), som hadde $S_k = 0,84$, hadde hovedtypene fra hovedtypegruppe fjæresonesystemer (S) gjennomgående relativt lave verdier for S_k (mellom 0,45 og 0,64). For driftvoll (S3) skyldtes dette først og fremst uklarhet med hensyn til typifisering som strandeng og strandsump (S7) eller kulturmarkseng (T4), for strandberg (S5) uklarhet overfor nakent berg (T20), og for strandeng og strandsump (S7) uklarhet overfor kulturmarkseng (T4). Utfordringene ved avgrensning mellom kulturmarkseng (T4) og hovedtypene fra hovedtypegruppe fjæresonesystemer (S) skyldes sannsynligvis mange felles arter, og at også fjæresonesystemer (S) mange steder er beitet, med gradvise overganger mot kulturmarkseng (T4).
2. Arealer som ble kartlagt av én kartlegger som svak kilde og kildeskogsmark (V3) ble av den andre kartleggeren hovedsakelig kartlagt som fastmarksskogsmark (T23). Sannsynligvis skyldtes dette problemer med å identifisere svak kilde og kildeskogsmark (V3).
3. Det største bidraget til den relativt lave S_k -verdien ($S_k = 0,59$) for åpen myrflate (V6) kom fra arealer kartlagt som kystlynghei (T5) av den andre kartleggeren, dernest fra arealer kartlagt som

4. En vesentlig del av totalarealet kartlagt av én kartlegger som flommyr, myrkant og myrskogsmark (V6) ble av den andre kartleggeren kartlagt som fastmarksskogsmark (T23).
5. Konstruert fastmark (T2) hadde en høy S_k -verdi ($S_k = 0,84$). Det viktigste bidraget til uoverensstemmelse mellom kartleggerne for arealer den ene kartleggeren typifiserte som T2 kom fra arealer den andre kartleggeren typifiserte som kulturmarkseng (T4) og dernest fra arealer typifisert som åker og kunstmarkseng (T3).
6. Åker og kunstmarkseng (T3) hadde den nest høyeste S_k -verdien ($S_k = 0,90$). Det viktigste bidraget til uoverensstemmelse mellom kartleggerne for arealer den ene kartleggeren typifiserte som T3 kom fra arealer den andre kartleggeren typifiserte som kulturmarkseng (T4).
7. Kulturmarkseng (T4) utmerket seg i forhold til de fem andre hovedtypene med totalt figurareal > 5 % ved å ha den desidert laveste S_k -verdien ($S_k = 0,66$). Bidrag til uoverensstemmelse mellom kartleggerne for arealer den ene kartleggeren typifiserte som T4, kom fra arealer typifisert av den andre kartleggeren til et stort mangfold av hovedtyper (ordnet etter avtakende bidrag): fastmarksskogsmark (T23), kystlynghei (T5), åker og kunstmarkeng (T3), konstruert fastmark (T2), flommyr, myrkant og myrskogsmark (V6) og strandeng og strandsump (S7).
8. Kystlynghei (T5) hadde en relativt høy S_k -verdi ($S_k = 0,78$). Det viktigste bidraget til uoverensstemmelse mellom kartleggerne for arealer den ene kartleggeren typifiserte som T5, kom fra arealer den andre kartleggeren typifiserte som kulturmarkseng (T4) og nakent berg (T20). En viktig kilde til uoverensstemmelsen er at også mosaikkfigurer er brukt ved beregningene; over halvparten av arealet med T5 som dominerende hovedtype utgjøres av mosaikkfigurer og for T20 er dette tallet 92,2 % (se Tabell 4).
9. Arealer som ble kartlagt av en kartlegger som flomskogsmark (T7) ble av den andre kartleggeren hovedsakelig kartlagt som fastmarksskogsmark (T23).
10. Sanddynemark (T13) var bare representert med 19 figurer, og tilfældigheter i et lite materiale kan være medvirkende årsak til at det nesten ikke var noen overlapp mellom kartleggerne med hensyn til kartlegging av denne hovedtypen (Tabell 6). Mesteparten av arealet som av én kartlegger ble kartlagt som sanddynemark (T13) ble av den andre kartleggeren kartlagt som åpen skredmark (T18) og kulturmarkseng (T4).
11. Nakent berg (T20), som hovedsakelig ble utfigurert som element i mosaikkfigurer, hadde en relativt høy S_k -verdi ($S_k = 0,77$). Det viktigste bidraget til uoverensstemmelse mellom kartleggerne for arealer den ene kartleggeren typifiserte med T20 som dominerende element, kom fra arealer den andre kartleggeren typifiserte som kystlynghei (T5).
12. Til tross for at 30 naturtypefigurer ble typifisert som blokkmark (T22) av én kartlegger, ble ingen arealer typifisert som T22 av begge kartleggerne. Arealer som ble kartlagt av én kartlegger som T22 ble av den andre kartleggeren hovedsakelig kartlagt som kystnær grus- og steinmark (T12) eller åpen ur og snørasmak (T17).
13. Den sjeldne naturtypen isinnfrysingsmark (T24), som bare forekommer i området GR, hadde en middels høy S_k -verdi ($S_k = 0,59$). Det viktigste bidraget til uoverensstemmelse mellom kartleggerne for arealer den ene kartleggeren typifiserte som T24, kom fra arealer den andre kartleggeren typifiserte som fastmarksskogsmark (T23) eller fjellhei og tundra (T29).
14. Hele 37 naturtypefigurer, alle fra kartleggingsområdet SV, ble typifisert som åpen grunnlendt naturmark (T25) av én kartlegger, mens den andre kartleggeren ikke identifiserte noe areal som T25. Arealer som den ene kartleggeren typifiserte som T25 ble av den andre kartleggeren hovedsakelig kartlagt som kystlynghei (T5), samt i noen grad som kulturmarkseng (T4).
15. Landskapsdel-hovedtypene elveløp (LD1) og innsjø (LD2) hadde høye overensstemmelsesindeksverdier, mens fjæresone-sjø (LD3) hadde en relativt lav S_k -verdi ($S_k = 0,56$) på grunn av at arealer den ene kartleggeren typifiserte som LD3 av den andre kartleggeren ble typifisert som innsjø (LD2) eller strandeng og strandsump (S7).

Overensstemmelsesindeksverdier for en og samme naturtype, beregnet separat for hvert kartleggingsområde, viste en del variasjon (Tabell 7). Denne variasjonen kan skyldes forskjeller mellom kartleggerne med hensyn til hvordan de oppfatter avgrensningen av de ulike naturtypene, men den kan også skyldes at områdene er forskjellige. For noen naturtyper var forskjellene i S_k mellom områdene små. Først og fremst er dette tilfellet for naturtyper med høy eller lav S_k i totalmaterialet, men også naturtyper som er representert med fem S_k -verdier i Tabell 7 og som har moderat høy S_k -verdi i totalmaterialet, som for eksempel åpen myrflate (V6) og, med unntak for ett område (ME), kulturmarkseng (T4), har liten variasjon i S_k . Naturtyper som utmerker seg ved å ha spesielt stor variasjon i S_k -verdi mellom kartleggingsområder er flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) og nakent berg (T20).

Tabellene 6 og 7 inneholder som fotnoter og kommentarer en rekke spesifikke opplysninger om overensstemmelse (eller mangel på overensstemmelse) i utfigureringen av spesifikke hovedtyper i de

Tabell 6. Sammenlikning mellom parallelle naturtypekart totalt for de åtte kartleggingsområdene: overensstemmelse med hensyn til typifisering til hovedtype (hovedtypekoder er forklart i Tabell 5). Hovedtyper på kunstmark er angitt med rød skrift, hovedtyper på kulturmark med grønn skrift. Hver rad inneholder overensstemmelsesindelsen S_k for hovedtypen i felt markert med grå bakgrunnsfarge, og bidraget $S_{k,l}$ til reduksjon av S_k i forhold til maksimumsverdien på 1,0 for alle andre hovedtyper l . Tallene angir hundreleder; det vil si at 09 betyr 0,09. Bare naturtyper k som er representert med minst 10 naturtypefigurer i alle kartleggingsområdene til sammen er inkludert med rader i tabellen. For naturtyper k med $S_k < 0,8$ i ett enkeltområde (og som er representert med minst 10 naturtypefigurer i et kartleggingsområde og som der i gjennomsnitt dekker $> 1\%$ av det kartlagte arealet; se Tabell 7), er bidrag $S_{k,l} > 0,04$ til reduksjon i S_k for enkeltområder kommentert i fotnoter (områdekode fulgt av bidrag og e – ensidig bidrag eller g – gjensidig bidrag; se forklaring i teksten).

	S3	S4	S5	S6	S7	F7	V1	V2	V3	V4	V6	V7	T2	T3	T4	T5	T7	T8	T9	T10	T12	T13	T17	T18	T20	T22	T23	T24	T25	T29	LD1	LD2	LD3	
S3	45		05	09	17										15	01					03				05									
S5	01 ¹		64	04 ²	01								00		01	09 ³					00				20 ⁴	01								
S6	01 ⁵	00	02	84	04 ⁶										00	01					01 ⁷	01			03	00	00					01		
S7	02	00	00	06 ⁸	52					01					19 ⁹	06 ¹⁰					02	00			08 ¹¹	00	00				00	04		
F7					44					26	06	03			05	03		03									04				00	06		
V3									05		14 ¹²	04 ¹³	00			01	00							03		74 ¹⁴								
V6			00	01	00	00	03		59	05 ¹⁵	00	08 ¹⁶	14 ¹⁷											02 ¹⁸		05 ¹⁹			00	01 ²⁰	00			
V7			00	05 ²¹			00	02 ²²	54	00	00	01	00	00 ²³	00									00	00	35 ²⁴			01	00				
T2			00				00	00	00	84	04	07	02	00	00							00			00	01		00						
T3							00	00	00	00	02	90	05	02	00									00	01									
T4	00		00	00	01 ²⁵	00		00	01 ²⁶	00	02 ²⁷	03 ²⁸	66	09 ²⁹	00	00					00	00			00	00	16 ³⁰		00	00	00			
T5	00	00	00	00	00	00	00	01	00	01	00	01	01	08 ³¹	78						00 ³²			06 ³³	00	02 ³⁴		02 ³⁵	00	00				
T7							00		00	03 ³⁶	01	01	01	01	21	08 ³⁷								02			05			00				
T8					00				01	01				13 ⁴⁰	11 ⁴¹					50		06		51		12				01				
T12	01		00	04	05 ³⁹								00		26							16 ⁴²			77	00	03		00		00			
T13				04	00													02					78											
T18																																		
T20	00		02	01	01				00	00	00	00	00	01	14 ⁴⁴						00													
T22			09	05	00					02				00	06						34		30			08	00	05						
T23			00	00	00	00			00	00	00	02	00	00	03 ⁴⁵	01 ⁴⁶	00	00	00	00	00	00	00			92	00		00	00	00			
T24																											19 ⁴⁷	59		22 ⁴⁸				
T25									04 ⁴⁹						15 ⁵⁰	75 ⁵¹				01				05 ⁵²										
LD1					00				00	04								00	01							09				86				
LD2					00	00			02	01											00				00	00	02				86	07		
LD3									00												00				04						22 ⁵⁵	56		

Fotnoter:

¹BV 0,04e; ²BV 0,11g; ³BV 0,22g; ⁴SV 0,23e, BV 0,22g; ⁵SV 0,04e; ⁶SV 0,08e; ⁷SV 0,07e; ⁸BV 0,05e; ⁹BV 0,19g; ¹⁰BV 0,06e; ¹¹BV 0,10e; ¹²LU 0,14e; ¹³LU 0,04e; ¹⁴LU 0,75e; ¹⁵GJ 0,14g, GR 0,05g, BL 0,11g; ¹⁶BL 0,04e, ME 0,10e, BV 0,14g; ¹⁷ME 0,56g, BV 0,13g; ¹⁸BV 0,06g; ¹⁹GR 0,12g; BL 0,23g; ²⁰GJ 0,04e; ²¹GJ 0,07e; ²²GR 0,05g; ²³GR 0,07e; ²⁴GJ 0,28g, GR 0,44g, ²⁵BV 0,07g; ²⁶ME 0,06e; ²⁷GR 0,11g; ²⁸GR 0,10g, ME 0,56e; BV 0,12g; ³⁰SV 0,06e, GR 0,06g, BL 0,29g; ³¹SV 0,52e, BV 0,04g; ³²SV 0,05e; ³³BV 0,14g; ³⁴BV 0,04g; ³⁵SV 0,41e; ³⁶GR 0,08e; ³⁷GR 0,17g; ³⁸GR 0,22e; ³⁹SV 0,07e; ⁴⁰SV 0,12g; ⁴¹SV 0,11e; ⁴²GR 0,16e; ⁴³GR 0,05g; ⁴⁴BV 0,28g; ⁴⁵SV 0,40e, BL 0,23g; ⁴⁶BV 0,18g; ⁴⁷GR 0,21e; ⁴⁸GR 0,22e; ⁴⁹SV 0,15e; ⁵⁰SV 0,04e; ⁵¹SV 0,75e; ⁵²SV 0,05e; ⁵³BV 0,04e; ⁵⁴BV 0,11e; ⁵⁵BV 0,23e

Tabell 7. Sammenlikning mellom parallelle naturtypekart for de åtte kartleggingsområdene (se Tabell 1 for utfyllende informasjon): overensstemmelse med hensyn til typifisering til hovedtype, angitt som overensstemmelsesindeksen S . Hovedtypekoder er forklart i Tabell 5. Hovedtyper på kunstmark er angitt med rød skrift, hovedtyper på kulturmark med mørkere grå bakgrunnsfarge. Hovedtyper som i gjennomsnitt dekker mer enn 5 % av det kartlagte arealet i et kartleggingsområde (arealandel > 0,05) er markert med lysere grå bakgrunnsfarge. Overensstemmelsesindeksen S_k er bare angitt for naturtyper k som er representert med minst 10 naturtypefigurer i ett område (eller, for totalindeksen, i alle kartleggingsområdene til sammen). For naturtyper k med $S_k < 0,8$ (og som er representert med minst 10 naturtypefigurer i et kartleggingsområde og som der i gjennomsnitt dekker > 1 % av det kartlagte arealet), er bidrag $S_{kl} > 0,04$ til reduksjon i S_k kommentert i fotnoter.

Kode	Andel av totalt kartlagt areal										Overensstemmelsesindeks							
	SV	GJ	GR	BL	JO	ME	BV	LU	Tot	SV	GJ	GR	BL	JO	ME	BV	LU	Tot
S3	0,006						0,004		0,0010	0,552						0,320		0,449
S4						0,001			0,0002									
S5	0,041					0,003	0,012		0,0062	0,754 ¹						0,477 ²¹		0,638
S6	0,011					0,000	0,063		0,0104	0,713 ²						0,861		0,843
S7	0,010					0,000	0,048		0,0073	0,415						0,543 ²²		0,521
F7	0,000					0,001			0,0004									0,437
V1		0,013				0,000			0,0017									
V2						0,000			0,0001									
V3						0,000	0,000		0,0025								0,046 ²⁹	0,046
V4			0,000	0,000				0,019	0,0000									
V6	0,002	0,012	0,012	0,012	0,000	0,028	0,030	0,003	0,0124		0,770 ⁸	0,797 ¹⁰	0,623 ¹⁶		0,467 ¹⁹	0,622 ²³		0,594
V7	0,001	0,175	0,014	0,008	0,009		0,005	0,012	0,0294		0,626 ⁹	0,383 ¹¹	0,078	0,000		0,028		0,536
T2	0,109	0,003	0,027	0,052	0,009	0,089	0,001	0,001	0,0332	0,858		0,861	0,851		0,809			0,844
T3	0,075	0,002	0,115	0,089	0,067	0,213		0,008	0,0699	0,912		0,941	0,880	0,999	0,854			0,900
T4	0,313	0,004	0,017	0,375	0,005	0,070	0,136	0,000	0,1073	0,749 ³		0,655 ¹²	0,670 ¹⁷		0,241 ²⁰	0,709 ²⁴		0,658
T5	0,057					0,580	0,386		0,1242	0,000 ⁴					0,858	0,747 ²⁵		0,778
T7			0,012	0,000				0,015	0,0036			0,480 ¹³						0,213
T8			0,025						0,0033			0,800						0,800
T9								0,000	0,0001									
T10								0,000	0,0000									
T12	0,024					0,000	0,006		0,0030	0,623 ⁵						0,131		0,500
T13	0,004		0,005				0,000		0,0010									0,062
T17				0,001	0,003			0,003	0,0010									
T18			0,026						0,0034			0,779 ¹⁴						0,779
T20	0,267			0,001	0,005	0,004	0,195	0,003	0,0512	0,947				0,057		0,640 ²⁶	0,029	0,773
T22					0,002		0,004		0,0008							0,000		0,000

Tabell 7 (forts.).

T23	0,047	0,742	0,685	0,460	0,899	0,008	0,087	0,935	0,5043	0,536 ⁶	0,930	0,959	0,741 ¹⁸	0,977	0,711 ²⁷	0,955	0,920
T24			0,013					0,0017				0,587 ¹⁵					0,587
T25	0,031							0,0029	0,000 ⁷								0,000
T29			0,006	0,002				0,0007									
LD1		0,002	0,042	0,002	0,001			0,0070				0,897				0,859	
LD2	0,001	0,048	0,001	0,000	0,000	0,002	0,006	0,000	0,0075			0,448	0,163	0,000		0,862	
LD3	0,001						0,018	0,0023					0,551 ²⁸			0,557	

Kommentarer:

¹Skyldes først og fremst arealer kartlagt som T20 ($S_{kl} = 0,23$) av den ene kartleggeren; ²Skyldes arealer kartlagt som S7 ($S_{kl} = 0,08$), T12 ($S_{kl} = 0,07$) og S3 ($S_{kl} = 0,04$) av den ene kartleggeren; ³Skyldes arealer kartlagt som T5 ($S_{kl} = 0,10$) av den ene kartleggeren og kartlegging av arealer som T23 ($S_{kl} = 0,06$) av den andre kartleggeren; ⁴Skyldes at bare den ene kartleggeren har typifisert arealer som T5; disse er av den andre kartleggeren typifisert som T4 ($S_{kl} = 0,52$), T25 ($S_{kl} = 0,41$) og T12 ($S_{kl} = 0,05$); ⁵Skyldes arealer kartlagt som T4 ($S_{kl} = 0,12$), T5 ($S_{kl} = 0,11$) og S7 ($S_{kl} = 0,07$), for det meste ensidig (av den ene kartleggeren); ⁶Skyldes for det meste arealer kartlagt som T4 ($S_{kl} = 0,40$) av den ene kartleggeren; ⁷Skyldes at bare den ene kartleggeren har typifisert arealer som T25; disse er av den andre kartleggeren typifisert som T5 ($S_{kl} = 0,75$), T4 ($S_{kl} = 0,15$), T20 ($S_{kl} = 0,05$) og T2 ($S_{kl} = 0,04$); ⁸Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (gjensidig) som V6 ($S_{kl} = 0,14$), i noen grad arealer kartlagt som LD2 av den ene kartleggeren ($S_{kl} = 0,04$); ⁹Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (gjensidig) som T23 ($S_{kl} = 0,28$), i noen grad arealer kartlagt som V1 av den ene kartleggeren ($S_{kl} = 0,07$); ¹⁰Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (gjensidig) som T23 ($S_{kl} = 0,12$) og V7 ($S_{kl} = 0,05$); ¹¹Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (delvis gjensidig) som T23 ($S_{kl} = 0,44$), i noen grad arealer kartlagt som T7 ($S_{kl} = 0,07$; ensidig) og V6 ($S_{kl} = 0,05$; gjensidig); ¹²Skyldes for det meste gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T2 ($S_{kl} = 0,11$), T3 ($S_{kl} = 0,10$) og T23 ($S_{kl} = 0,06$); ¹³Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (mer eller mindre ensidig) som T23 ($S_{kl} = 0,22$), T8 ($S_{kl} = 0,17$) og V7 ($S_{kl} = 0,08$); ¹⁴Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (ensidig) som T13 ($S_{kl} = 0,16$), i noen grad arealer kartlagt som T23 ($S_{kl} = 0,05$; gjensidig); ¹⁵Skyldes arealer kartlagt som S29 ($S_{kl} = 0,22$) og S23 ($S_{kl} = 0,21$) av den ene kartleggeren; ¹⁶Skyldes gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T23 ($S_{kl} = 0,23$) og V7 ($S_{kl} = 0,11$) og et ensidig bidrag fra kartlegging som T4 ($S_{kl} = 0,04$); ¹⁷Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (gjensidig) som T23 ($S_{kl} = 0,29$); ¹⁸Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (gjensidig) som T4 ($S_{kl} = 0,23$); ¹⁹Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (gjensidig) som T5 ($S_{kl} = 0,38$) og T4 ($S_{kl} = 0,10$; ensidig); ²⁰Skyldes for det meste arealer kartlagt av den andre kartleggeren (mer eller mindre ensidig), først og fremst som T5 ($S_{kl} = 0,56$), men også som T3 ($S_{kl} = 0,06$) og V6 ($S_{kl} = 0,04$); ²¹Skyldes først og fremst gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T20 og T5 (begge $S_{kl} = 0,22$), men også som S6 ($S_{kl} = 0,11$) og et mindre, ensidig bidrag fra S3 ($S_{kl} = 0,04$); ²²Skyldes et gjensidig bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T4 ($S_{kl} = 0,19$) og ensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T20 ($S_{kl} = 0,10$) og T5 ($S_{kl} = 0,06$) og S6 ($S_{kl} = 0,05$); ²³Skyldes først og fremst gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T4 ($S_{kl} = 0,14$), T5 ($S_{kl} = 0,13$) og T20 ($S_{kl} = 0,06$); ²⁴Skyldes først og fremst gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T5 ($S_{kl} = 0,12$) og S7 ($S_{kl} = 0,07$); ²⁵Skyldes først og fremst gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T20 ($S_{kl} = 0,14$), T4 ($S_{kl} = 0,04$) og T23 ($S_{kl} = 0,04$); ²⁶Skyldes først og fremst et stort gjensidig bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T5 ($S_{kl} = 0,28$); ²⁷Skyldes først og fremst et stort gjensidig bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som T5 ($S_{kl} = 0,18$); ²⁸Skyldes først og fremst gjensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som LD2 ($S_{kl} = 0,23$), S7 ($S_{kl} = 0,11$) og S6 ($S_{kl} = 0,04$); ²⁹Skyldes først og fremst ensidige bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren først og fremst som T23 ($S_{kl} = 0,75$), men også som V6 ($S_{kl} = 0,14$) og V7 ($S_{kl} = 0,04$).

enkelte kartleggingsområdene. De viktigste observasjonene blir kommentert i forbindelse med den områdevis gjennomgangen av de parallelle naturtypekartene i kapittel 3.1.3.

3.1.3 Områdevis sammenlikning mellom parallelle naturtypekart

Naturtypekartene for de åtte kartleggingsområdene (Fig. 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14 og 16) viser at områdene har forskjellig natur, i tråd med kriteriene for å velge ut områder (kapittel 2.1). Dette kommer blant annet til uttrykk gjennom forskjeller i totalt figurareal for naturtypene mellom områdene (Tabell 7). En del av de områdespesifikke forskjellene mellom parallelle naturtypekart har blitt kommentert i kapittel 3.1.2, men ikke på en systematisk måte. Dette kapitlet inneholder en systematisk områdevis gjennomgang av de viktigste funnene i de parallelle naturtypekartene, med utgangspunkt i Tabell 6 og 7 og Fig. 1–16. Hovedfokuset i dette kapitlet er typifiseringen til dominerende hovedtype, mens typifisering til grunntype blir omtalt kollektivt for alle de åtte kartleggingsområdene i kapittel 3.1.4.

Svarteberget (SV). Kartleggingsområdet SV er et flatt (relativt relieff 20 m, jf. Tabell 1), kystnært område med tynt og flekkvis løsmassedekke der utmarksressursene har vært utnyttet i lang tid. Til tross for at det kartlagte arealet bare er 728 500 m², er det gjennomsnittlige antallet naturtypefigurer i de parallelle kartene (Fig. 2) hele 316 (276–355). Enhetlige figurer utgjør i gjennomsnitt 64,6 (54,8–74,3) % av det kartlagte arealet.

De to naturtypekartene over SV skiller seg først og fremst med hensyn til antall mosaikkfigurer; 122 hos kartlegger 1 og bare 32 hos kartlegger 2. Begge kartleggerne har kartlagt de tre større kollektområdene som mosaikkfigurer dominert av nakent berg (T20), men kartlegger 1 har i tillegg kartlagt betydelige arealer som mosaikkfigurer dominert av kulturmarkseng (T4), åpen grunnlendt naturmark (T25) eller andre hovedtyper.

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7):

- SV1. Kartleggerne trekker grensa mellom fjæresonesystemer (S) og fastmarkssystemer (T) ulike langt inn på land. Dette er særlig godt synlig lengst sør i området; kartlegger 1 har utfigurert en brei sone strandberg (S5) der kartlegger 2 har utfigurert nakent berg (T20) (se også Tabell 7, fotnote 1).
- SV2. Kartleggerne har forskjellig oppfatning av hvordan arealer i 'grenseområdet' mellom kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5) og åpen grunnlendt naturmark (T25) skal typifiseres, noe som resulterer i lave verdier for overensstemmelsesindeksen S_k for alle disse tre naturtypene (se Tabell 7, fotnoter 3, 4 og 7). Mens kartlegger 1 ikke typifiserer noe areal til kystlynghei (T5), utfigurerer ikke kartlegger 2 åpen grunnlendt naturmark (T25). Det er imidlertid ikke kongruens mellom åpen grunnlendt naturmark (T25) hos kartlegger 1 og kystlynghei (T5) hos kartlegger 2; sistnevnte omfatter det meste av (men langt fra alt) areal utfigurert av kartlegger 1 som åpen grunnlendt naturmark (T25) og i tillegg også store figurer kartlegger 1 har typifisert som kulturmarkseng (T4).
- SV3. Kartleggerne har forskjellig oppfatning om hvor grensa skal trekkes mellom kultur- og naturmark. Dette er særlig tydelig for grensa mellom kulturmarkseng (T4) (se Tabell 7 fotnote 6) og ettersuksjonstrinn av fastmarkskogsmark (T23), og resulterer i særlig lav S_k -verdi for T23, som har mye mindre totalt figurareal enn kulturmarkseng (T4) i dette kartleggingsområdet (Tabell 7).

Gjeddetjern (GJ). Kartleggingsområdet GJ representerer et småkupert, skogdominert åslandskap, typisk for grunnfjellsområdet i de sørøstlige delene av Østlandet (Tabell 1). Gjennomsnittlig figurantall er lavt, 143, og enhetlige figurer utgjør i gjennomsnitt 49,8 % av det kartlagte arealet.

De to naturtypekartene skiller seg sterkt med hensyn til antall naturtypefigurer; både enhetlige figurer (117 og 85) og mosaikkfigurer (58 og 25). Kartlegger 2, som har inkludert 55,5 % av det kartlagte arealet i mosaikkfigurer (sammenliknet med 44,0 % for kartlegger 1), har utfigurert færrest naturtypefigurer (Tabell 3).

Naturtypekartene for GJ stemmer i stor grad overens; 85,5 % av det kartlagte arealet utgjøres av kombinasjonsfigurer typifisert til samme hovedtype; den arealmessig viktigste hovedtypen er fastmarksskogsmark (T23), men også flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) dekker betydelige arealer.

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype er (se også Tabell 7):

- GJ1. Uoverensstemmelser mellom kartleggerne med hensyn til grensedragning mellom flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) på den ene siden og fastmarksskogsmark (T23) på den andre siden; som resulterer i en så lav S_k -verdi som 0,626 (Tabell 7). De røde, langstrakte figurene i Fig. 3 viser at uoverensstemmelsen dels skyldes at kartlegger 2 har trukket grensa mellom de to hovedtypene lenger inn mot fastmarksskogsmarka enn kartlegger 1, men også at flere

store figurer typifisert til flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) av kartlegger 1 er typifisert til fastmarksskogsmark (T23) av kartlegger 2.

GJ2. Bare den ene kartleggeren har utfigurert modifisert våtmark (V1).

Grimsmoen (GR). Kartleggingsområdet GR er plassert i et glasifluvialt landskap, der elva Folla har gravd seg dypt ned i store, relativt finkornete elveavsetninger. Den sørøstlige halvdel av området består av en nesten helt flat 'mo' (Grimsmoen), avsatt mellom Follas løp og utløpet av sideelva Grimsa. Gjennomsnittlig figurantall er relativt lavt, 157 (138–176) og enhetlige figurer utgjør i gjennomsnitt hele 87,6 % av det kartlagte arealet.

De to naturtypekartene skiller seg med hensyn til antall mosaikkfigurer; mens kartlegger 1 bare har utfigurert 12 mosaikkfigurer (4,2 % av det kartlagte arealet) har kartlegger 2 utfigurert 50 (20,6 %). I store trekk stemmer de to kartene meget godt overens; 90,6 % av det kartlagte arealet er typifisert til samme hovedtype. 68,5 % av det kartlagte arealet utgjøres imidlertid av fastmarksskogsmark (T23) med svært høy overensstemmelse mellom de to kartleggerne ($S_k = 0,959$), mens en stor del av det resterende arealet utgjøres av åker og kunstmarkseng (T3), som dekker 11,5 % av området (med $S_k = 0,941$). GR-området inneholder imidlertid også mer spesielle naturtyper, eksempelvis flomskogsmark (T7), åpen flomfastmark (T8) og åpen skredmark (T18) [samt eventuelt sanddynemark (T13), bare utfigurert av én kartlegger] i tilknytning til Follas løp, og isinnfrysingsmark (T24) i dødisgroper på Grimsmoen. For disse typene, samt for flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7), er overensstemmelsen mellom de to kartene vesentlig dårligere (se Tabell 7).

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7):

- GR1. De to kartleggerne har forskjellig oppfatning av hvor grensa bør trekkes mellom til flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) og fastmarksskogsmark (T23) (jf. Tabell 7 fotnote 11).
- GR2. De to kartleggerne har forskjellig oppfatning av hvor grensa bør trekkes mellom på den ene siden flomskogsmark (T7) og på den andre siden først og fremst fastmarksskogsmark (T23), men også flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) (jf. Tabell 7 fotnote 13).
- GR3. Mens kartlegger 1 har typifisert de åpne sandskrånningene sør for Folla som åpen skredmark (T18) har kartlegger 2 avgrenset seks figurer (hvorav to entydig typifisert) med sanddynemark (T13) som dominerende hovedtype i overkanten av elveskrånningene på overgangen mot fastmarksskogsmark (T23) (se Fig. 4).
- GR4. Kartleggerne er enige om at bunnen av de store dødisgroper på Grimsmoen skal typifiseres som isinnfrysingsmark (T24), men de har forskjellig oppfatning om hvor stor utstrekning isinnfrysingsmarka skal ha. Kartlegger 2 oppfatter den lavdominerte, treløse sonen i skrånningen ned mot bunnen av gropa som fjellhei og tundra (T29), mens kartlegger 1 inkluderer denne sonen i isinnfrysingsmark-figurene. Kartlegger 1 har utfigurert flere små figurer av T24 som kartlegger 2 lar inngå i enhetlige figurer for fastmarksskogsmark (T23).

Blika (BL). Kartleggingsområdet BL omfatter dalbunn og dalside i et grovkupert landskap, med relativt relieff 340 m. Løsmassedekket er gjennomgående tynt, men det er lite berg i dagen. Området er typisk for bygdene på indre Østlandet, og bærer preg av langvarig tradisjonell hevd. Dette gir seg utslag i relativt mange, små naturtypefigurer i dalsidene [der kulturmarkseng (T4) er den dominerende naturtypen] og færre, større figurer ovenfor dalsidens knekkpunkt der fastmarksskogsmark (T23) dominerer. Til sammen utgjør figurer dominert av disse to hovedtypene 83,5 % av det kartlagte arealet (Fig. 8, Tabell 7). Det gjennomsnittlige antallet naturtypefigurer er 216 (215–217), og arealandelen av enhetlige figurer er i gjennomsnitt 71,5 %.

De to naturtypekartene skiller seg først og fremst med hensyn til antall mosaikkfigurer; 14 hos kartlegger 1 og 52 hos kartlegger 2.

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7):

- BL1. De parallelle naturtypekartene skiller seg mye med hensyn til hvor myrer er utfigurert; til dels store myrfigurer (hovedtyper V6 og V7) i det ene kartet kan være utfigurert som fastmarksskogsmark (T23) i det andre kartet.
- BL2. De to kartleggerne utfigurerer til dels forskjellige småfigurer av åker og kunstmarkseng (T3) i den sørvendte dalsiden, der kulturmarkseng (T4) er den dominerende naturtypen (se Fig. 8).
- BL3. Store arealer øverst i dalsiden (og betydelige arealer på flatene ovenfor knekkpunktet i dalprofilen; se Fig. 7) blir av kartlegger 2 utfigurert som mosaikkfigurer dominert av kulturmarkseng (T4), mens kartlegger 1 typifiserer dem som fastmarksskogsmark (T23). Dette gir seg utslag i S_k -verdier $< 0,8$

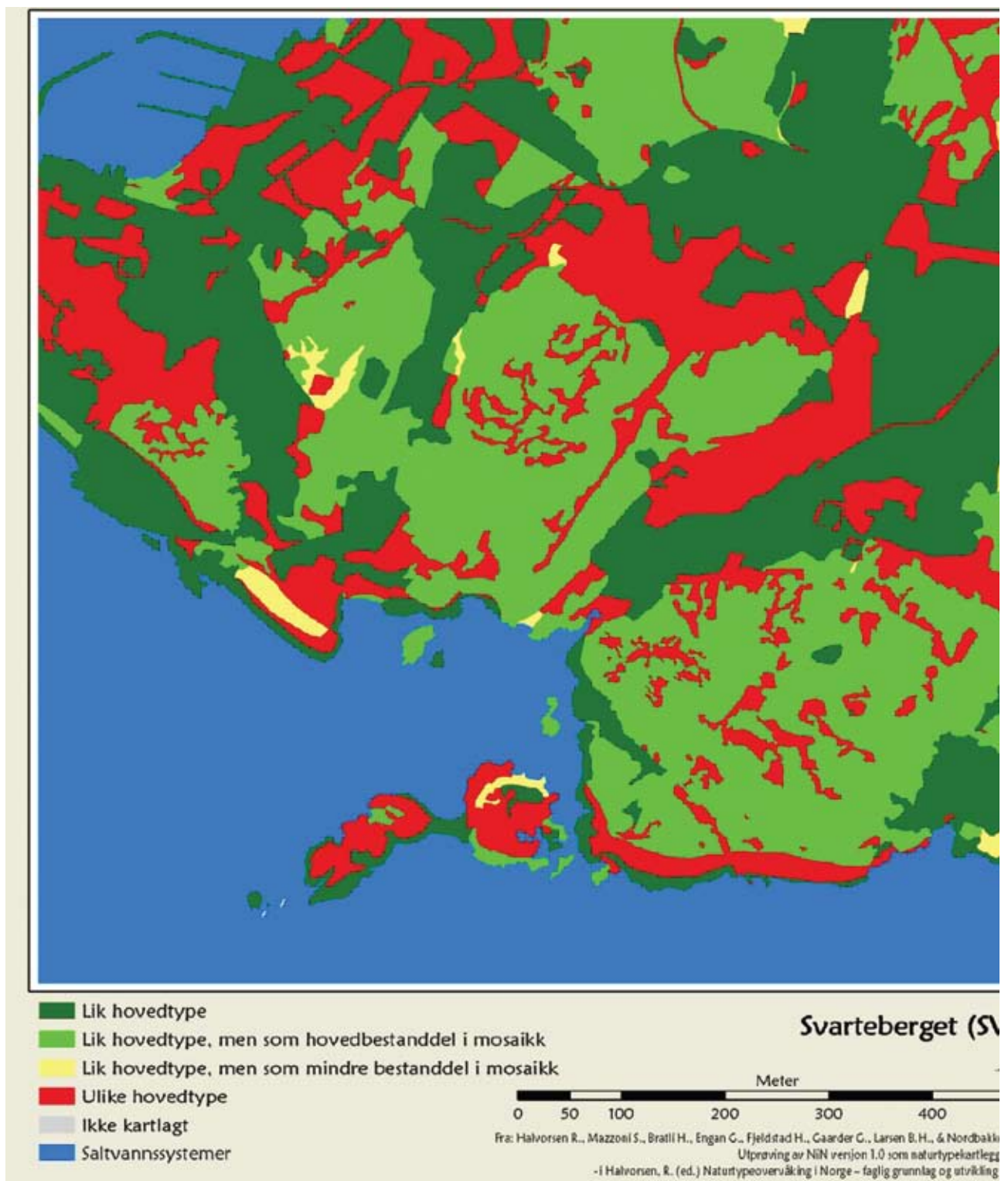


Fig. 1. Kartleggingsområdet Svarteberget (SV), Hvaler, Østfold. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

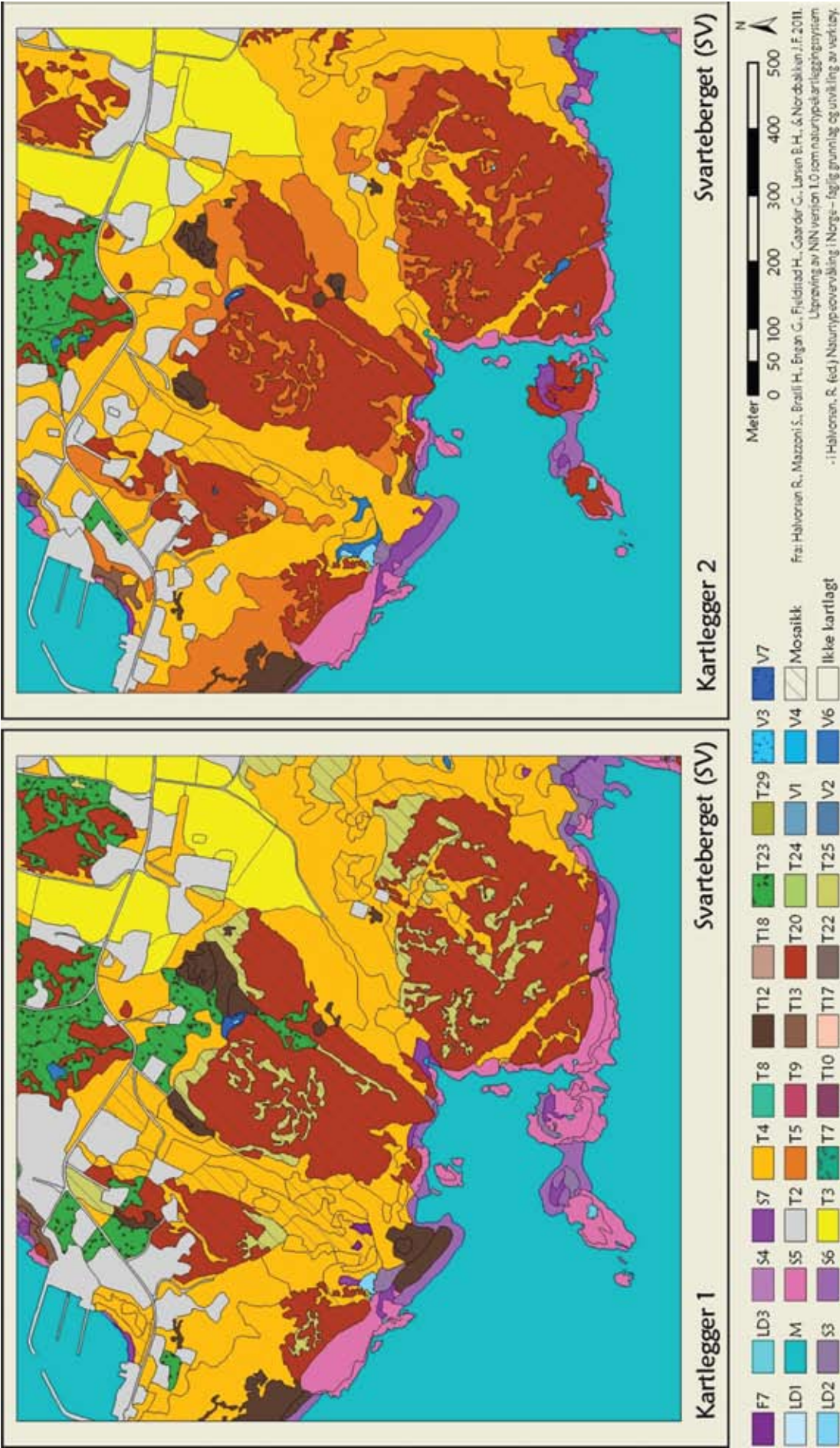


Fig. 2. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Svarteberget (SV), Hvaler, Østfold. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

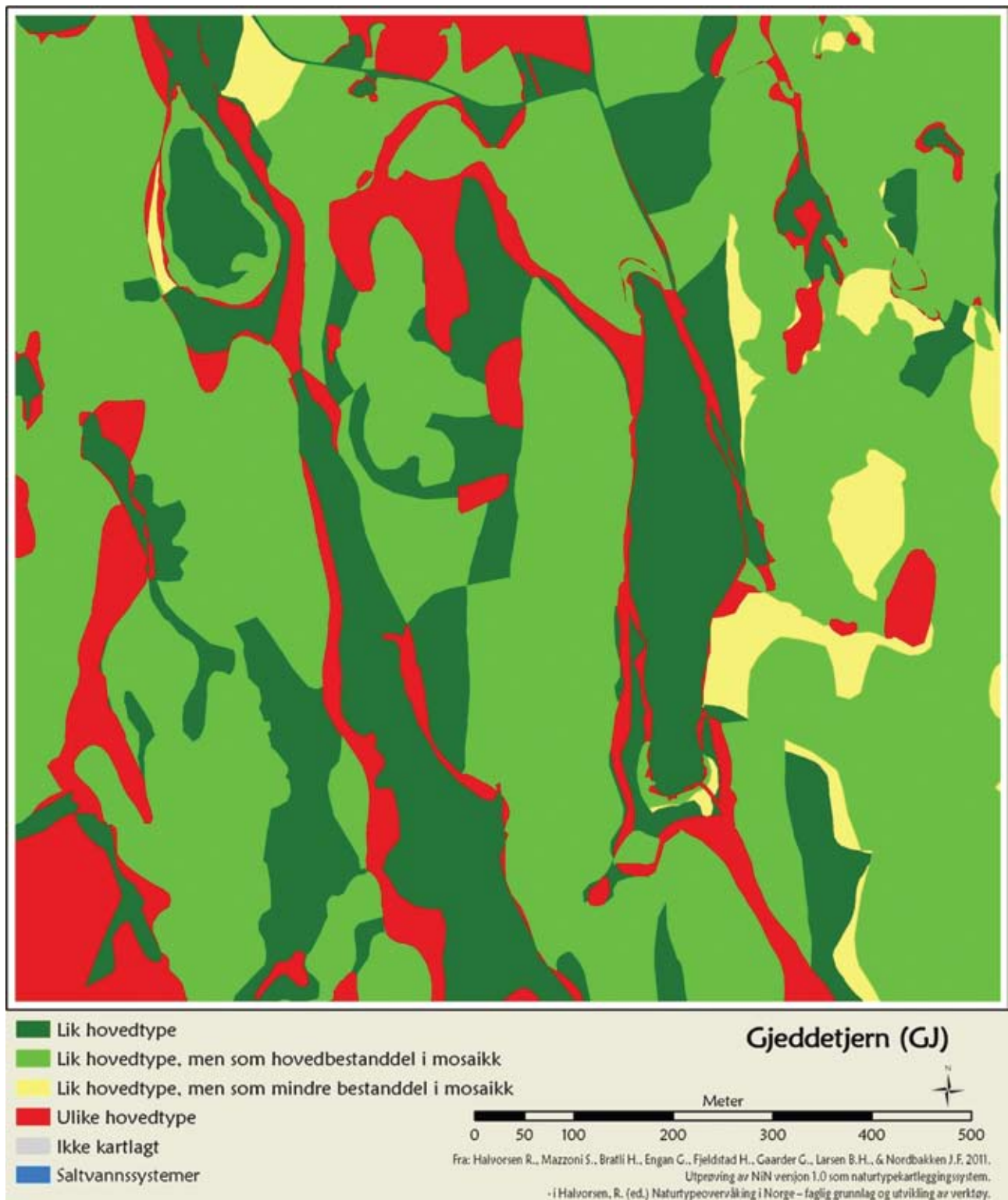


Fig. 3. Kartleggingsområdet Gjeddetjern (GJ), Aurskog-Høland, Akershus. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

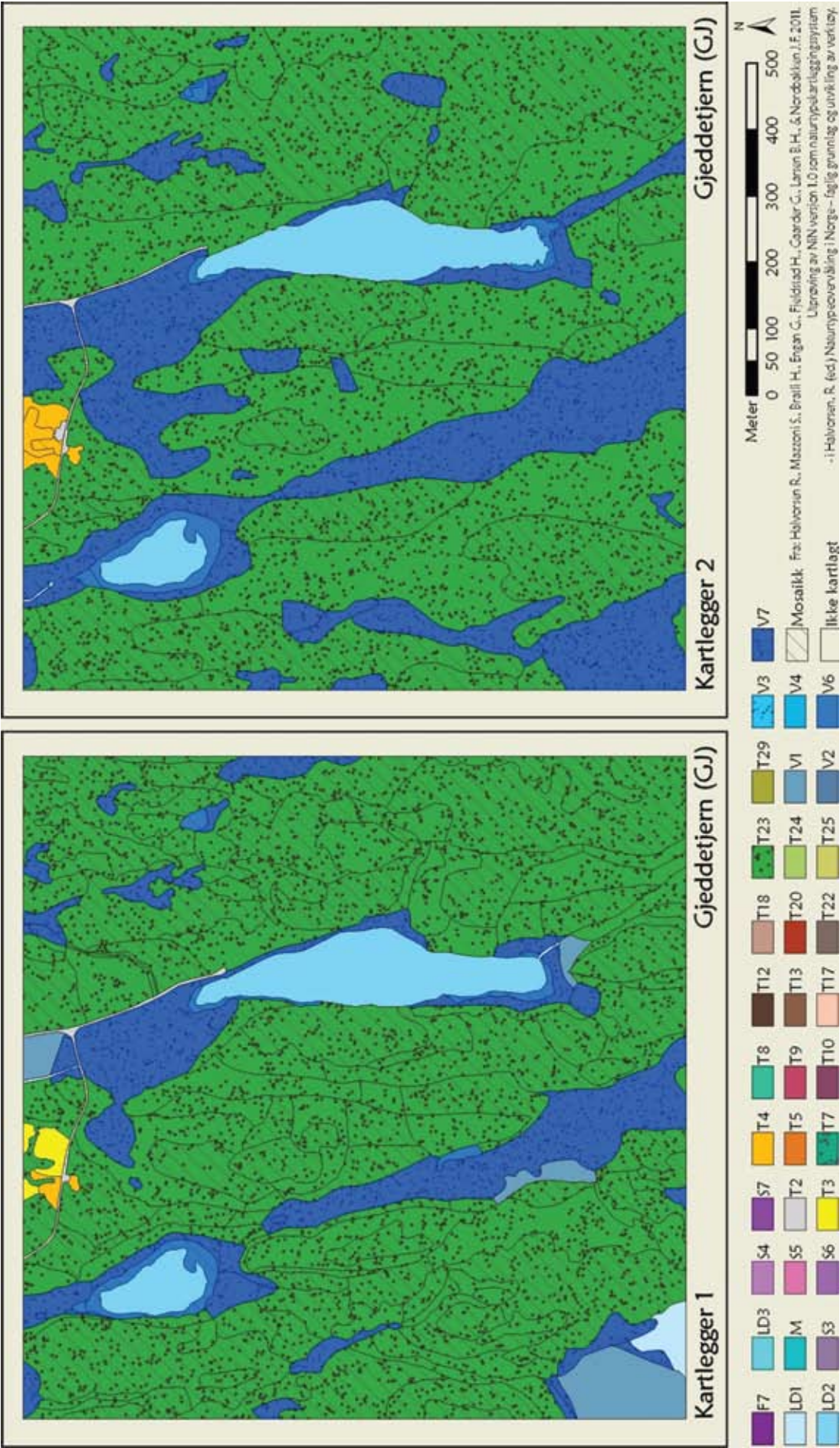


Fig. 4. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Gjeddetjern (GJ), Aurskog-Høland, Akershus. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

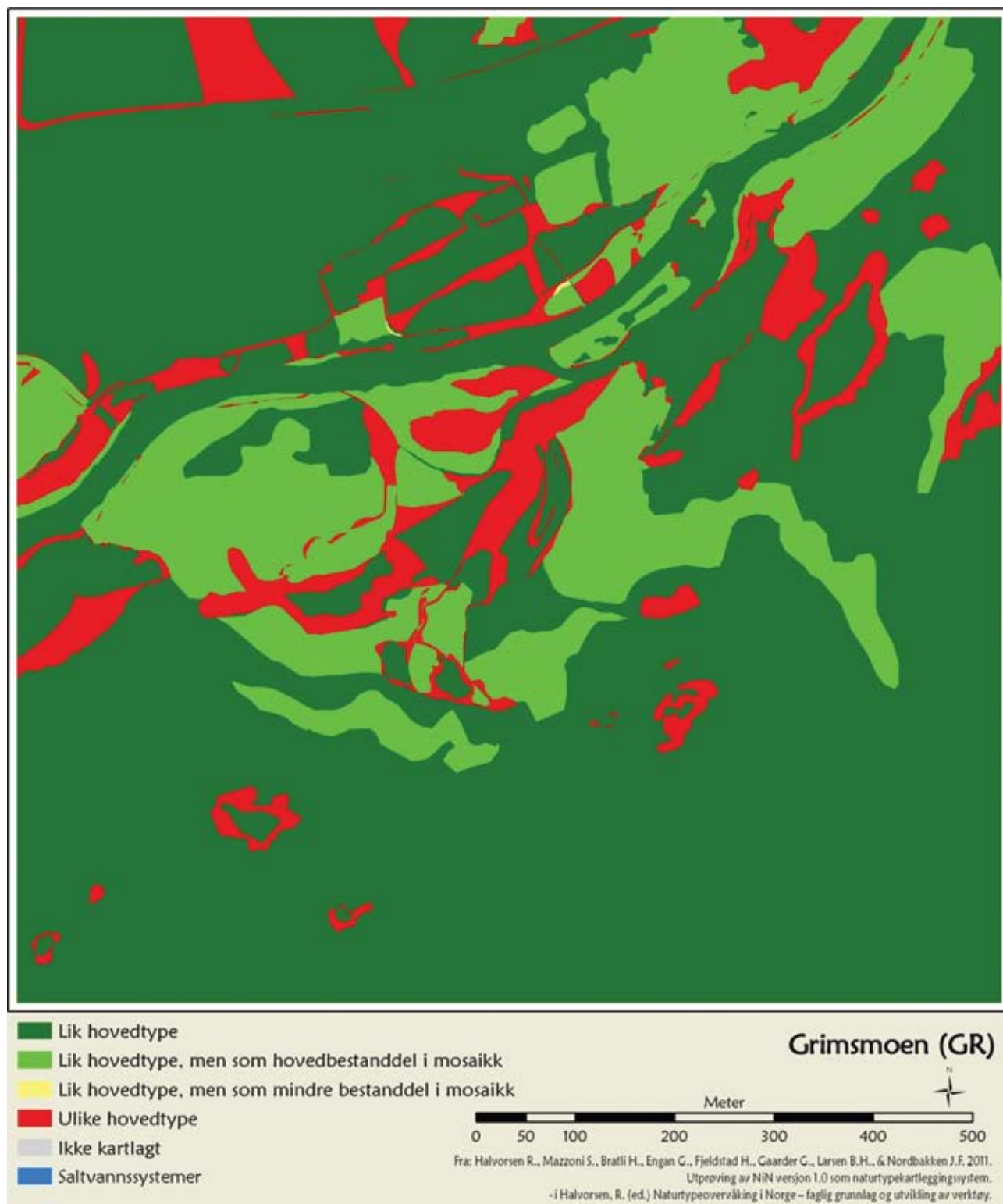


Fig. 5. Kartleggingsområdet Grimsmoen (GR), Folldal, Hedmark. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.



Fig. 6. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Grimsmoen (GR), Follidal, Hedmark. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

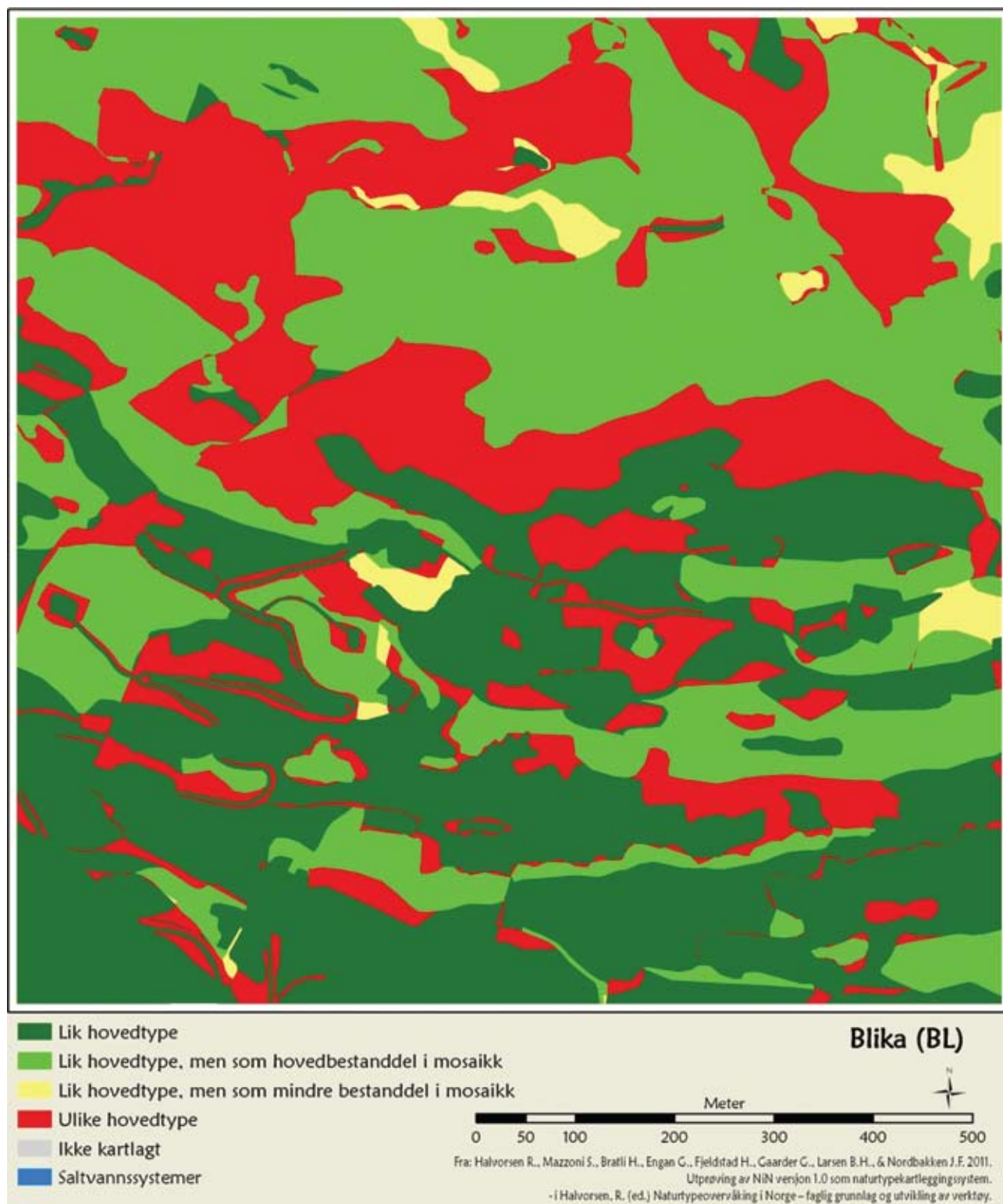


Fig. 7. Kartleggingsområdet Blika (BL), Seljord, Telemark. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

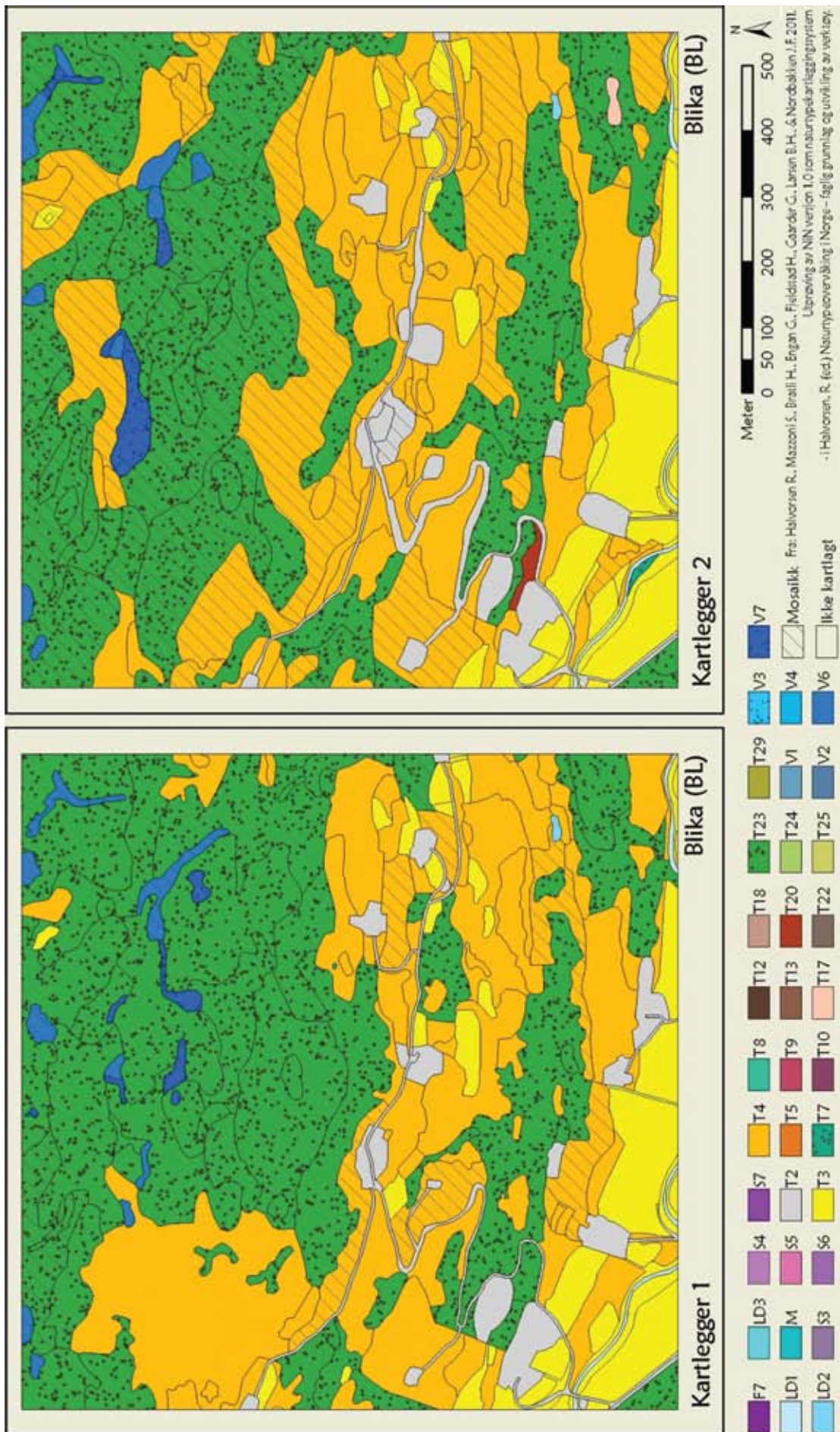


Fig. 8. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Blika (BL), Seljord, Telemark. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

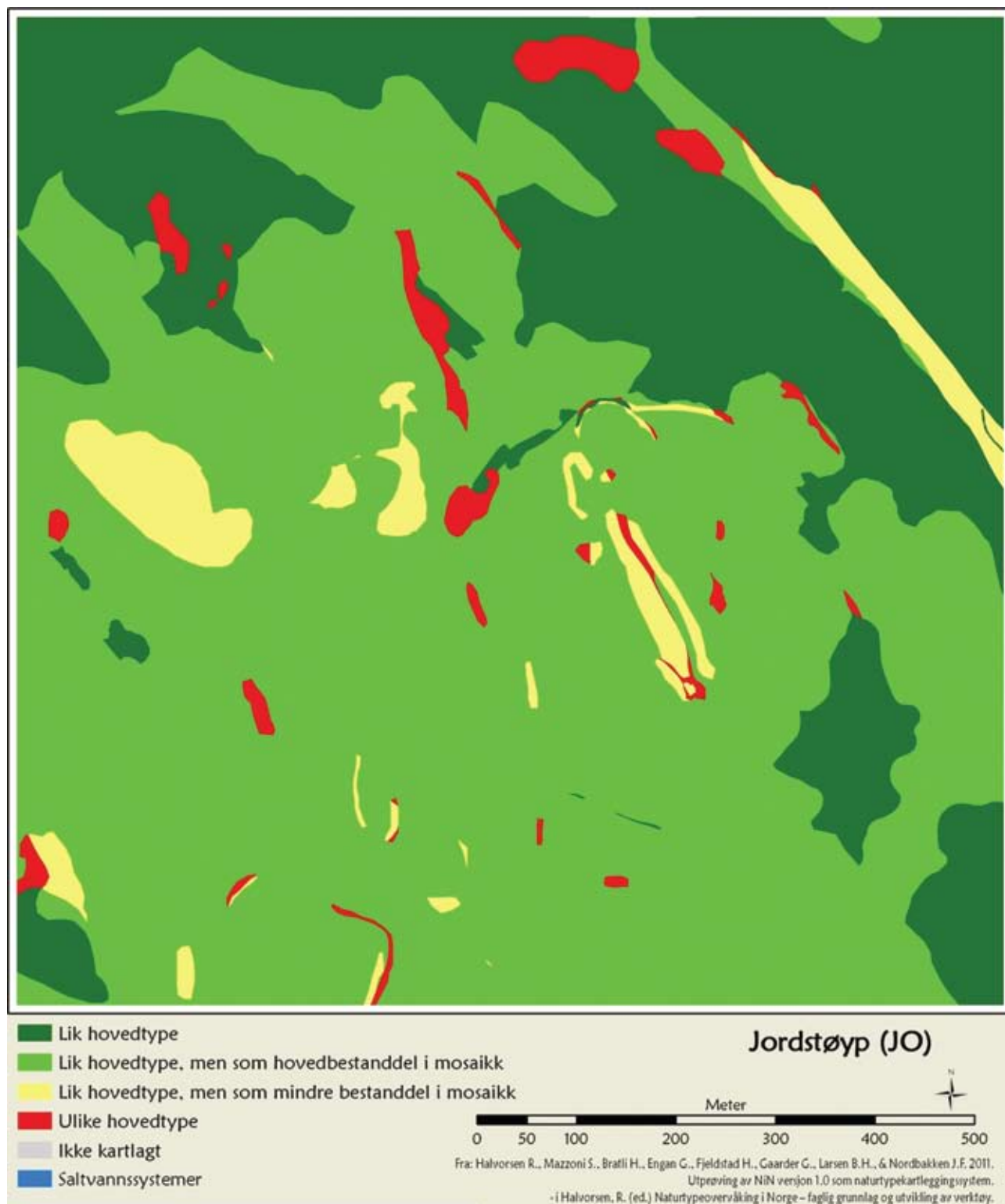


Fig. 9. Kartleggingsområdet Jordstøyp (JO), Larvik, Vestfold. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

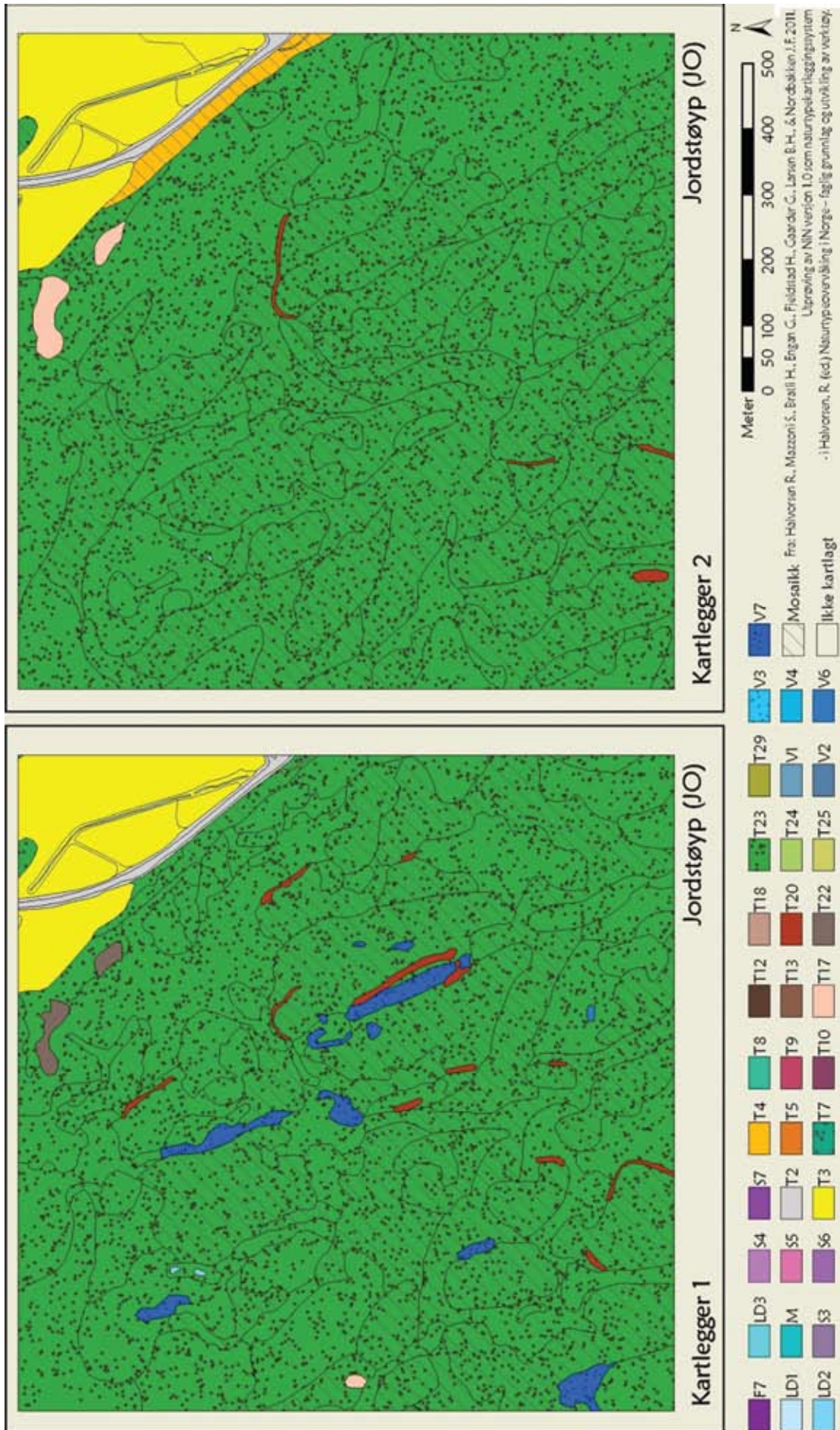


Fig. 10. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Jordstøyp (JO), Larvik, Vestfold. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

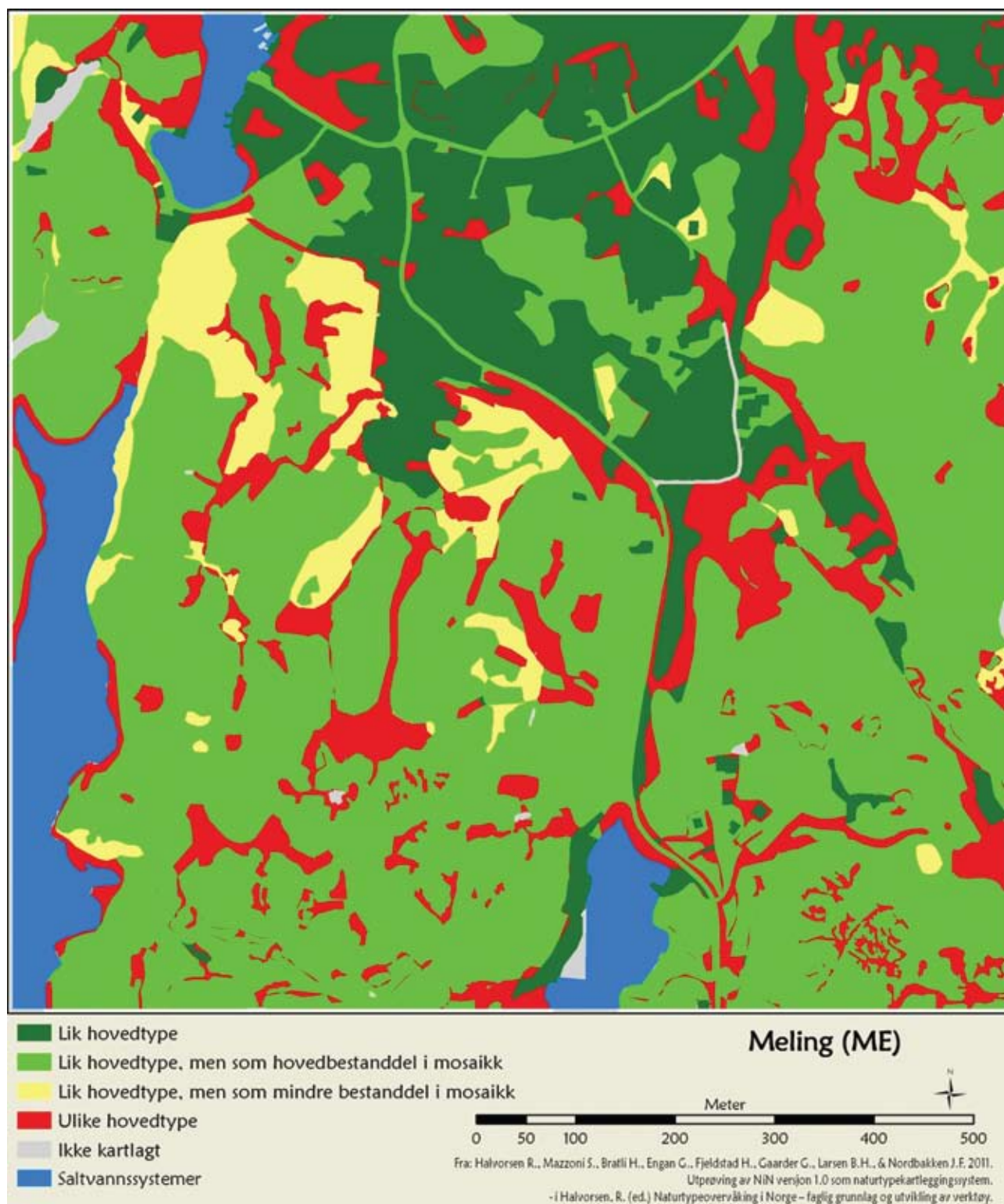


Fig. 11. Kartleggingsområdet Meling (ME), Bømlo, Hordaland. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

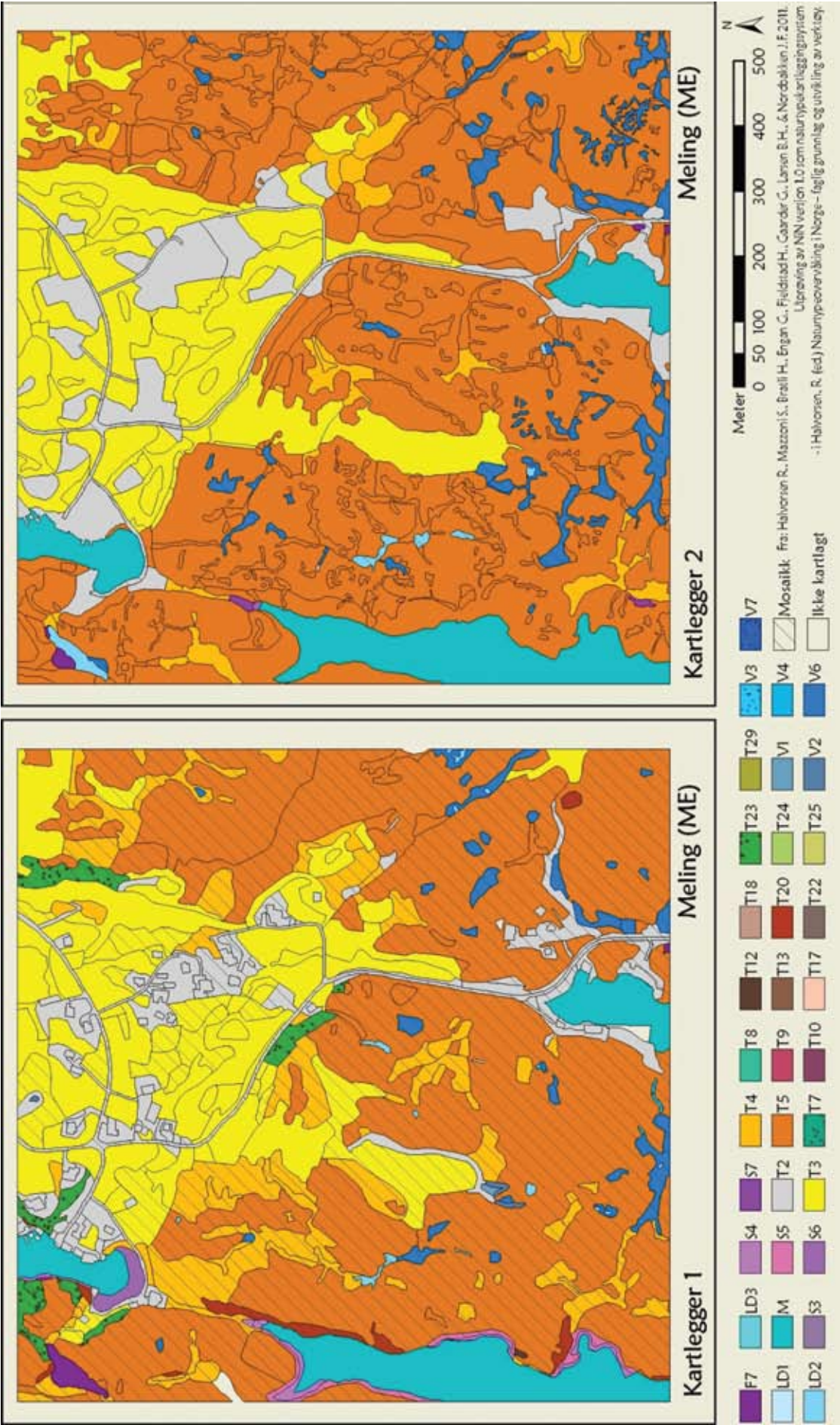


Fig. 12. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Meling (ME), Bømlo, Hordaland. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

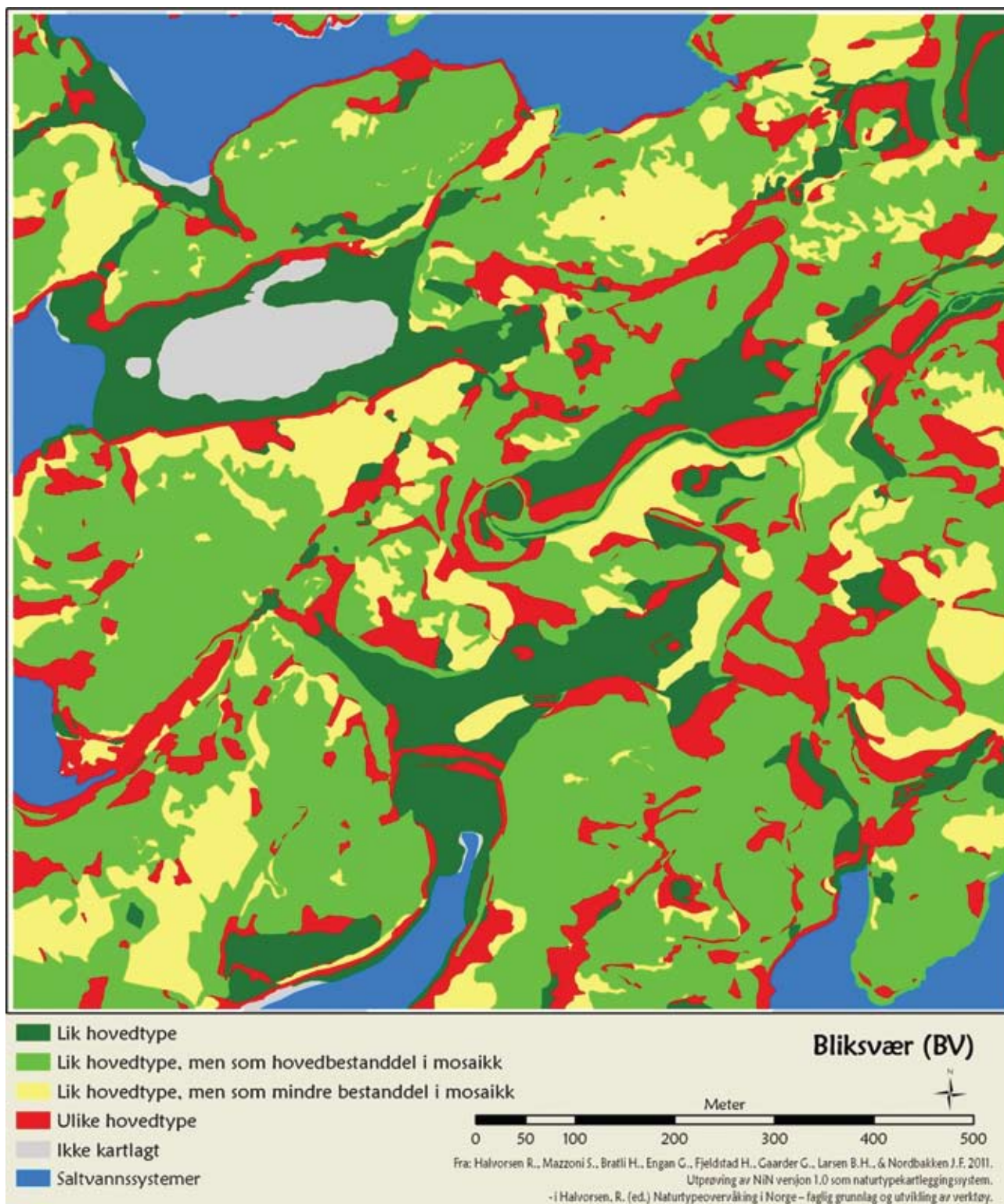


Fig. 13. Kartleggingsområdet Bliksvær (BV), Bodø, Nordland. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

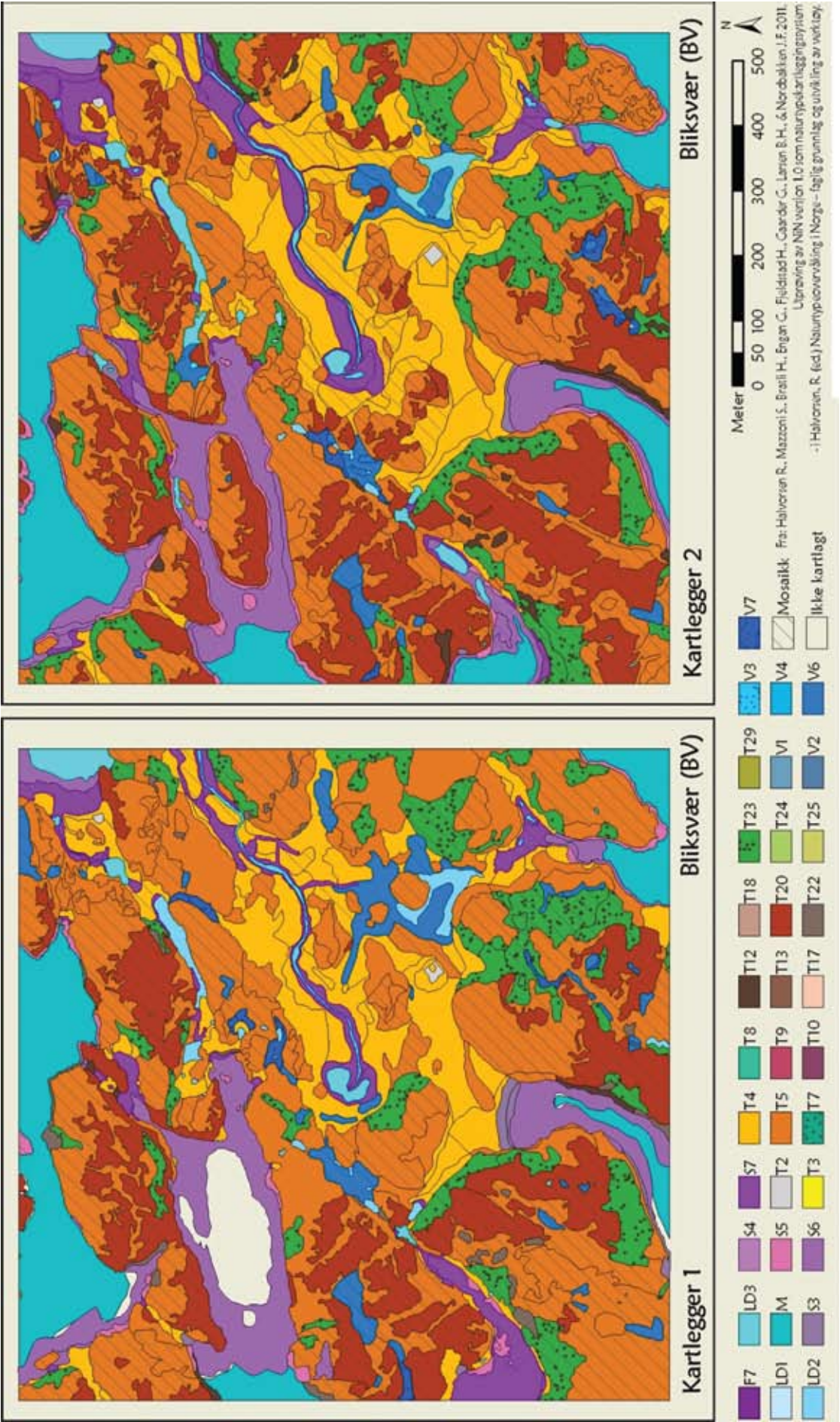


Fig. 14. Parallell naturtypekart for kartleggingsområdet Bliksvær (BV), Bodø, Nordland. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.



Fig. 15. Kartleggingsområdet Lullejohka (LU), Storfjord, Troms. Fordeling av kartlagte kombinasjonsfigurer på fire grupper (listet ovenfra i tegnforklaringen): gruppe 1 (i Tabell 2), grupper 2+3, grupper 4+5 og grupper 6–8, samt gruppene Luke og LikMar.

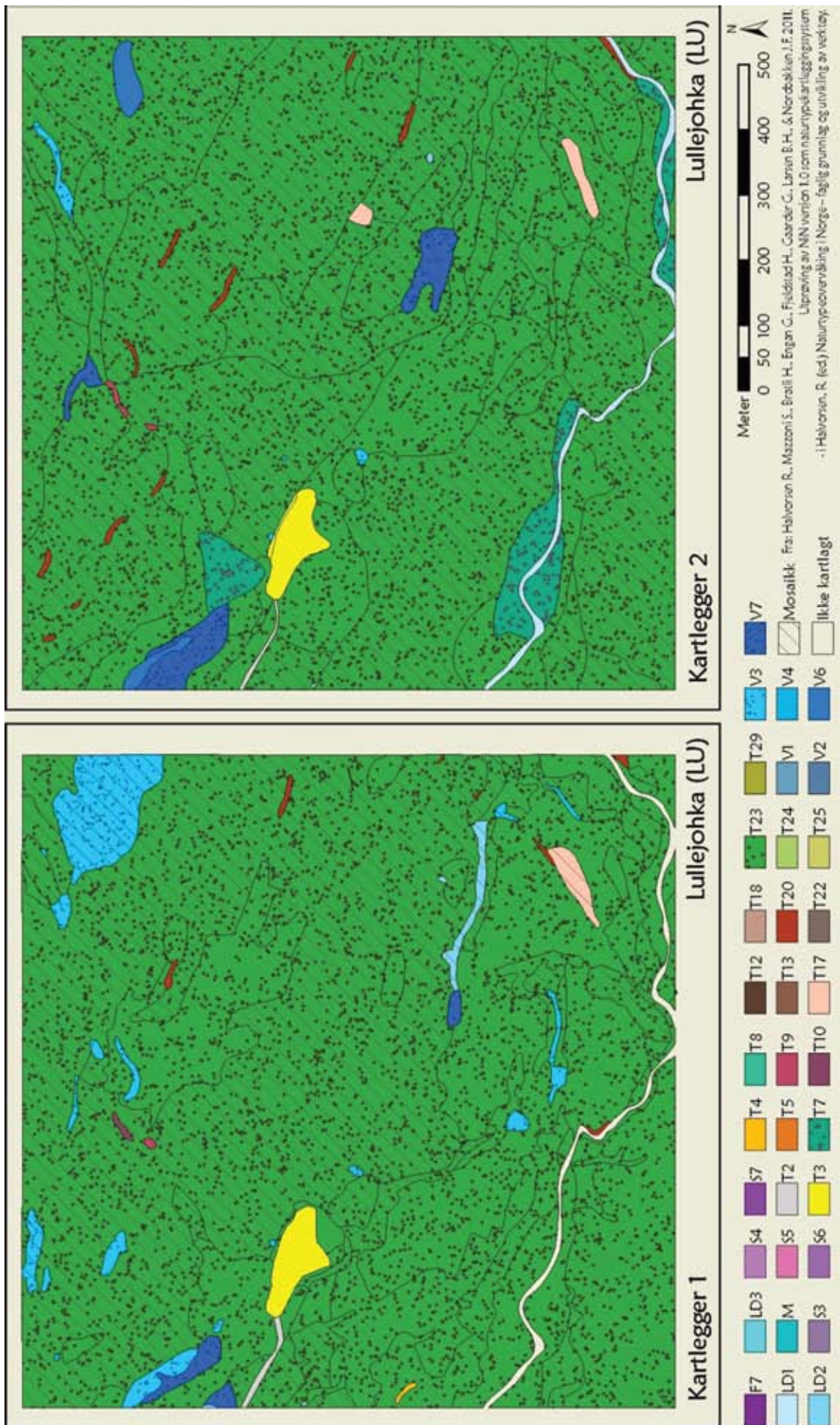


Fig. 16. Parallele naturtypekart for kartleggingsområdet Lullejohka (LU), Størfjord, Troms. Kartene viser hovedtyper på landskapsdel- og natursystemnivået. Symbol med større prikker indikerer skogsmarkstyper, mens symbol med mindre prikker er brukt for hovedtyper som kan inneholde skogsmark.

for begge hovedtypene.

Jordstøyp (JO). Kartleggingsområdet JO omfatter en stor, avrundet, for det meste skogkledd ås i et grovkupert åslandskap typisk for søndre Vestfold, Telemark og Aust-Agder. Relativt relieff er 300 m. Hele 89,9 % av det kartlagte arealet er typifisert som fastmarksskogsmark (T23), mesteparten av det resterende (6,7 % av det totale arealet) er typifisert som åker og kunstmarkseng (T3). Ikke overraskende er derfor JO det blant kartleggingsområdene som har størst andel av arealet typifisert til samme hovedtype av de to kartleggerne, 95,5 % (Tabell 5). Gjennomsnittlige antall naturtypefigurer i de parallelle kartene (Fig. 10) er bare 110 (88–131) og det kartlagte arealet fordeler seg med omtrent like store deler på enhetlige figurer [49,8 (42,9–56,8) %] og mosaikkfigurer.

De to parallelle naturtypekartene (Fig. 10) skiller seg først og fremst med hensyn til antallet enhetlige figurer, som varierer fra 50 til 104.

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7 og Fig. 10):

- JO1. Den ene kartleggeren utfigurerer til sammen 12 figurer for flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7), men den andre kartleggeren ikke har utfigurert våtmarkssystemer (V) i det hele tatt.
- JO2. Antallet figurer dominert av nakent berg (T20) varierer fra 4 i det ene kartet til 14 i det andre, og figurer for nakent berg (T20) faller bare i et par tilfeller sammen (eller noenlunde sammen) i de to kartene.

Meling (ME). Kartleggingsområdet ME er et 'småknudrete' kystnært område i vestlandsskjærgården (relativt relieff 40 m), med tynt og flekkvis løsmassedekke. Utmarksressursene har vært utnyttet i lang tid, og det drives intensivt jordbruk nord i området. Det gjennomsnittlige antallet naturtypefigurer i de parallelle kartene (Fig. 12) er hele 468 (370–565).

Den største forskjellen mellom de parallelle naturtypekartene (Fig. 12) er hvordan enhetlige figurer og mosaikkfigurer er brukt av de to kartleggerne. Mens kartlegger 1 utfigurerer 237 enhetlige figurer og 133 mosaikkfigurer, og enhetlige figurer på kartet ME1 bare utgjør 25,8 % av det kartlagte arealet, utfigurerer kartlegger 2 hele 497 enhetlige figurer og bare 68 mosaikkfigurer, med 94,9 % av det kartlagte arealet utfigurert som enhetlige figurer. Denne forskjellen resulterer i at kartbildene blir svært forskjellige (Fig. 12), til tross for at de to kartene skiller seg ikke vesentlig med hensyn til antall og totalt areal av 'øyfigurer' av andre hovedtyper, utskilt i den store utmarksmatrixen som begge kartleggerne har typifisert til kystlynghei (T5) og som dekker 58,0 % av det kartlagte arealet.

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7):

- ME1. Det er bare begrenset overlapp mellom de to kartleggerens utfigurerte arealer for åpen myrflate (V6) i en matrix av kystlynghei (T5), og S_k -verdien for V6 er derfor lav ($S_k = 0,467$; se Tabell 7, fotnote 19).
- ME2. Begge de to kartleggerne utfigurerer betydelige arealer som kulturmarkseng (T4), men totalt figurareal typifisert som T4 er likevel mye større hos kartlegger 1 ($S_k = 0,241$). Arealer som bare er typifisert som kulturmarkseng (T4) av denne kartleggeren, er først og fremst typifisert som kystlynghei (T5) av kartlegger 2 (se Tabell 7, fotnote 20).
- ME3. Kartlegger 1 har utfigurert fastmarksskogsmark (T23) på 9 figurer, som kartlegger 2 har typifisert som åker og kunstmarkseng (T3) eller kystlynghei (T5).
- ME4. Mens kartlegger 1 har utfigurert en smal brem av ulike hovedtyper av fjæresonesystemer (S) langs kilen vest i kartleggingsområdet, ofte med en smal brem av nakent berg (T20) innenfor, har kartlegger 2 utfigurert store figurer med kystlynghei (T5) som går like ned til sjøen. Dette vises som en rød stripe langs kystlinja i Fig. 11.

Bliksvær (BV). Kartleggingsområdet BV er, liksom ME, et 'småknudrete', kystnært område, men BV, som er en av de ytterste øyene i nordlandsskjærgården (relativt relieff 80 m), er mye sterkere eksponert. Løsmassedekket er tynt eller mangler. BV representerer 'fiskerbondens landskap', der utmarksressursene gjennom mange hundreår ble utnyttet både til slått og beite. Jordbruksdriften opphørte i løpet av 1970-tallet og, med unntak av områder der restaureringstiltak er satt i verk, gror nå området igjen. Et svært karakteristisk trekk ved BV er at øya (og kartleggingsområdet) består av store flate områder som oversvømmes ved springflo (Elven et al. 1988, Bär et al. 2008).

Kartleggingsområdet BV har det høyeste gjennomsnittlige antallet naturtypefigurer blant de åtte kartleggingsområdene, hele 501 (447–555). Enhetlige figurer utgjør bare 37,1 (31,6–42,6) % av det kartlagte

arealet. Naturtypekartene for BV (Fig. 13–14) viser en mye mer sammensatt, fin-skali naturtypemosaikk enn i noe annet område. Til tross for at BV er det området som har lavest andel av det kartlagte arealet typifisert til samme hovedtype (67,8 %), viser de parallelle naturtypekartene i store trekk det samme bildet; kystlynghei (T5) er den arealmessig dominerende naturtypen (38,1 %), det er et betydelig innslag av nakent berg (T20) på kollene, fastmarksskogsmark (T23) forekommer flekkvis i kollesidene der det finnes jordsmonn, og i de flate, lavereliggende partiene har fjæresonesystemer (S) og kulturmarkseng (T4) høyt totalt figurareal. Som det framgår av Fig. 15, er det likevel en god del forskjeller mellom kartene i detalj. De mange langstrakte røde flekkene i Fig. 15 viser at de to kartleggerne ofte har trukket grenser mellom hovedtypene langs gradienten fra forsenkning via dalside til kolletope på litt forskjellig sted. Den detaljerte analysen av overensstemmelse mellom de to kartleggenes typifisering til hovedtype (Tabell 7, fotnoter 21–28) viser imidlertid at forskjellene stort sett er gjensidige. Dette gjenspeiles også i verdier for overensstemmelsesindeksen for kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5) og fastmarksskogsmark (T23), som ligger mellom 0,7 og 0,8. Dette er høye verdier, kartleggingsområdets naturtypekompleksitet tatt i betraktning.

De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7):

- BV1. Et større område som blir landfast ved fjære er kartlagt bare av den ene kartleggeren.
- BV2. Lav overensstemmelsesindeksverdi ($S_k = 0,543$) for strandeng og strandsump (S7), først og fremst betinget av gjensidig bidrag fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som kulturmarkseng (T4) (se Tabell 7 fotnote 22).
- BV3. Relativt lav overensstemmelsesindeksverdi for åpen myrflate (V6) ($S_k = 0,622$), der et betydelig gjensidig bidrag til lav verdi kommer fra arealer kartlagt av den andre kartleggeren som kulturmarkseng (T4) (se Tabell 7 fotnote 23).
- BV4. Betydelig uoverensstemmelse med hensyn til angivelse av kystlynghei (T5) eller nakent berg (T20) som dominerende hovedtype.
- BV5. Betydelig uoverensstemmelse med hensyn til angivelse av landskapsdel-hovedtypene innsjø (LD2) og fjæresone-sjø (LD3).

Lullejohka (LU). Kartleggingsområdet LU omfatter en dalbunn og nedre del av den tilgrensende dalsiden, i et nedskåret dallandskap typisk for Nord-Norge. Løsmassedekket er tynt, men tjukkere i dalbunnen. Med unntak for et nydyrkingsområde [åker og kunstmarkseng (T3)] vest i kartleggingsområdet, er LU totalt dominert av skog; 93,5 % av det kartlagte arealet er typifisert som fastmarksskogsmark (T23). LU er kartleggingsområdet med lavest antall naturtypefigurer, 96 i gjennomsnitt (89–103), og 90,8 % av det kartlagte arealet er typifisert til samme hovedtype. Andelen enhetlige figurer er i gjennomsnitt 34,7 (23,4–45,9) %.

De to naturtypekartene (Fig. 16) skiller seg med hensyn til typifiseringen av de mindre dominerende naturtypene (Fig. 15). De viktigste forskjellene mellom de to parallelle naturtypekartene med hensyn til typifisering til hovedtype kan oppsummeres i følgende punkter (se også Tabell 7):

- LU1. Det er betydelige forskjeller mellom kartleggerne med hensyn til typifisering av fuktige og våte skogsmarksområder. Begge kartleggerne har utfigurert svak kilde og kildeskogsmark (V3), men figurer dominert av V3 i de to kartene overlapper hverandre nesten ikke ($S_k = 0,046$). Sannsynligvis viser dette at kartleggerne hadde problemer med å definere svak kilde og kildeskogsmark (V3). Arealer som blir typifisert av den ene kartleggeren som V3, blir av den andre kartleggeren typifisert som fastmarksskogsmark (T23) og, i noen grad, åpen myrflate (V6) og flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) (Tabell 7 fotnote 29).
- LU2. Kartleggerne utfigurerer til sammen 19 figurer dominert av nakent berg (T20), men disse overlapper nesten ikke ($S_k = 0,029$).

3.1.4 Presisjon i typifisering til grunntype innen de arealmessig viktigste hovedtypene

Bare 35,4 % av det totale arealet som ble typifisert til samme dominerende hovedtype ble også typifisert til samme dominerende grunntype. Arealandelen kombinasjonsfigurer typifisert til en gitt hovedtype, som også ble likt typifisert til grunntype (R_g i Tabell 8), varierte mye mellom hovedtypene, fra bare 17,8 % i fastmarksskogsmark (T23) til 99,6 % på nakent berg (T20). Tallene for R_g er imidlertid ikke sammenliknbare mellom hovedtypene; dels på grunn av stor variasjon mellom hovedtypene med hensyn til antall grunntyper, dels på grunn av stor variasjon i fordeling av arealandeler mellom grunntypene. For alle hovedtyper var imidlertid arealandelen kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype (R_g) høyere enn en tilfeldig allokering

av grunntyper til kombinasjonsfigurene (D_g) skulle tilsi.

I hovedtypen konstruert fastmark (T2) ble 64,5 % av arealet av kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype, til tross for at så mange som 15 (av 30) grunntyper ble utfigurert av kartleggerne. Hovedgrunnen til dette er at to grunntyper, [9] vegbane med fast dekke og [10] vegkant, som representerte henholdsvis 13 og 18 % av figurarealet typifisert til T2, for en stor del var typifisert likt av kartleggerne og ($S_k > 0,75$). Også to grunntyper med lavere arealdekning (omkring 4 %), [13] havn og [30] skrotemark, hadde tilsvarende høy S_k -verdi. De to andre grunntypene som hadde høy arealdekning, [6] uregulert bebyggelse og [7] gårdstun, som hver dekker i overkant av 25 % av T2-arealet, hadde $S_k \approx 0,6$. Resultatene viser altså at grunntyper av konstruert fastmark (T2), utskilt på grunnlag av et hovedtypespesifikt inndelingsgrunnlag, oppfattes som klart definert.

I hovedtypen åker og kunstmarkseng (T3) ble 56,8 % av arealet av kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype, men antallet grunntyper var bare 4 og av disse dominerte [3] fulldyrket åker og kunstmarkseng (som utgjorde 60,0 % av det totale arealet utfigurert som T3). Arealandelen kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype (R_g) var derfor ikke mye høyere enn forventet, gitt tilfeldig allokering til grunntype (D_g); grunntypene [1] kunstmarkeng med moderat intensiv hevd og [2] overflatedyrket kunstmarkseng, som til sammen dekker 35 % av totalarealet av T3, hadde begge $S_k < 0,25$. Dette viser at trinnene 4–6 langs den lokale basisøkoklinen grunnleggende hevdintensitet (HI), som direkte ligger til grunn for grunntypeinndelingen innenfor åkerflate, ikke framstår som veldefinert i NiN versjon 1.

I hovedtypen kulturmarseng (T4) ble 43,9 % av arealet av kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype (Tabell 8), noe mer enn en tilfeldig allokering av grunntyper til kombinasjonsfigurene ($D_g = 0,28$) skulle tilsi. Den lave presisjonen i grunntypifisering innenfor T4 skyldes først og fremst lav overensstemmelse i plassering langs den lokale basisøkoklinen kalkinnhold (KA), som er representert med fire trinn i kulturmarseng (T4). Størst arealandel utgjorde trinn 5 kalkrik mark (49 %) og 6 kalkmark (42 %), men kartleggerne typifisering til disse to trinnene var nesten ikke mer presis enn en tilfeldig allokering til trinn skulle tilsi. Bare 58 % av arealet av kombinasjonsfigurer ble plassert til samme trinn langs KA; 40 % ble plassert ett trinn forskjellig mens bare 2 % ble plassert to trinn forskjellig. De to andre lokale basisøkoklinene som lå til grunn for inndelingen av T4 i grunntyper, vannmetning av marka (VM-A) og engflate-engkant (EE), hadde henholdsvis 69 % og 87 % av arealet av kombinasjonsfigurer plassert til samme trinn. For begge disse var imidlertid ett trinn arealmessig dominerende (> 70 %), slik at høy overensstemmelse var forventet. Sjøl om nær halvparten av arealet kartlagt som T4 hadde angivelse av grunn-undertype [grunnleggende hevdform (HF), trinn Y1 slått eller Y2 beite] fra én kartlegger, hadde ikke begge kartleggerne angitt grunn-undertype for noen kombinasjonsfigur. Dette viser at plassering til grunn-undertype innenfor kulturmarseng (T4) på grunnlag av de kriteriene som finnes i dokumentasjonen for NiN versjon 1 i beste fall er meget vanskelig. Det er nødvendig å avklare hvorvidt slåttemark og beitemark kan skilles ved andre og mer presise feltkjennetegn, eller om undersøkelser av kulturmarsarealenes hevdhistorie må inkluderes for å typifisere kulturmarseng (T4) til grunn-undertype.

I hovedtypen kystlynghei (T5) ble 64,8 % av arealet av kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype (Tabell 8), noe mer enn en tilfeldig allokering av grunntyper til kombinasjonsfigurene ($D_g = 0,44$) skulle tilsi. Begge de to lokale basisøkoklinene som ligger til grunn for grunntypeinndelingen av T5, kalkinnhold (KA) med tre trinn og vannmetning av marka (VM-A) med to trinn, domineres arealmessig av ett av trinnene (grunntype [1] kalkfattig kystlynghei utgjør 58 % av arealet typifisert som T5), men det er betydelig uoverensstemmelse mellom kartleggerne med hensyn til typifisering. Det sparsomme materialet tillater ikke en mer detaljert analyse.

I hovedtypen nakent berg (T20) utgjøres over 99 % (!) av totalt figurareal av grunntype [1] kalkfattig knaus, og ingen ytterligere analyse er mulig.

I hovedtypen fastmarksskogsmark (T23) ble bare 17,8 % av arealet av kombinasjonsfigurer likt typifisert til grunntype (Tabell 8), om lag dobbelt så mye som en tilfeldig allokering av grunntyper til kombinasjonsfigurene ($D_g = 0,09$) skulle tilsi. Til tross for det store antallet grunntyper (22 av 26) som ble identifisert, er dette et lavt tall. Tallet er resultatet av svak overensstemmelse mellom kartleggerne med hensyn til plassering langs alle de tre lokale basisøkoklinene som ligger til grunn for inndelingen av T23 i grunntyper. Langs kalkinnhold (KA) ble 46 % av arealet plassert til samme (av 5) trinn, mens forventningen gitt tilfeldig fordeling var 24 %. 39 % av arealet ble plassert med 1 trinns forskjell, 10 % med to trinns forskjell, 4 % med tre trinns forskjell og 1 % med hele 4 trinns forskjell. Langs uttørkingsfare (UF) ble 68 % av arealet plassert til samme (av tre trinn), mens forventet andel gitt tilfeldig allokering til trinn var 39 %. Det var tilnærmevis ingen kombinasjonsfigurer typifisert to trinn forskjellig. Langs vannmetning av marka (VM-A) ble bare 48 % av arealet plassert til samme trinn, lavere enn de 56 % som var forventet, gitt tilfeldig allokering. En svært stor del av kombinasjonsfigurene dominert av fastmarksskogsmark (T23) er imidlertid mosaikkfigurer, hvor analysen er basert på dominerende element. Dette kan være en viktig medvirkende årsak til den lave presisjonen i grunntypifiseringen innenfor denne hovedtypen.

Tabell 8. Oppsummerende statistikk for typifisering til grunntype for seks utvalgte hovedtyper; samletall for de åtte kartleggingsområdene. Hovedtyper på kunstmark er angitt med rød skrift, hovedtyper på kulturmark med grønn skrift. Andel HT = andel av det totale kartlagte arealet som er typifisert til hovedtypen; S_k = overensstemmelsesindelen S_k for hovedtypen (jf. Tabell 7); m = antall grunntyper registrert av minst én kartlegger som dominerende; R_g = arealandel av kombinasjonsfigurer typifisert til hovedtypen som ble likt typifisert til grunntype; D_g = sannsynligheten for at et tilfeldig valgt punkt i en kombinasjonfigur med samme, gitte dominerende hovedtype skal bli typifisert til samme grunntype; en referanseverdi for R_g .

NiN hovedtype		Hovedtypeegenskaper		Grunntypeegenskaper		
Kode	Navn	Andel HT	S_k	m	R_g	D_g
T2	Konstruert fastmark	0,0332	0,844	15	0.6452	0.1941
T3	Åker og kunstmarkseng	0,0699	0,900	4	0.5681	0.4222
T4	Kulturmarkseng	0,1073	0,658	12	0.4386	0.2827
T5	Kystlynghei	0,1242	0,778	6	0.6479	0.4339
T20	Nakent berg	0,0512	0,773	4	0.9963	0.9955
T23	Fastmarksskogsmark	0,5043	0,920	22	0.1782	0.0893

3.2 Oppsummering av erfaringer: spørreundersøkelse

Resultater av spørreundersøkelsen blir rapportert på to detaljeringsnivåer; i dette kapitlet (3.2) på grunnlag av to kommenterte tabeller (Tabell 9–10) som oppsummerer svarene på spørsmålene i gruppene A–D, og som tre store tabeller i Vedlegg 6 som i tillegg inneholder en fylldig oppsummering av kartleggenes kommentarer til hvert spørsmål.

3.2.1 Generell vurdering av årsaker til reduksjon i presisjon og repetérbarhet i naturtypekartene (Spørsmålsgruppe A)

Spørreundersøkelsen viser at kartleggerne vurderte tre årsaker som særlig viktige for redusert presisjon og repetérbarhet i naturtypekartene; tidspress under kartleggingen, gradvise overganger i naturen og mangel på muligheter til å lære seg NiN-systemet godt nok før feltarbeidet startet (Tabell 9). Alle disse tre årsakene ble av fire av seks kartleggere vurdert å bidra med minst 6 % til den reduserte kartpresisjonen. Flere kartleggere rapporterte imidlertid at behovet for mer tid varierte mye mellom kartleggingsområdene, og at de viktigste bestemmende faktorene for tidsbehovet var terrengets kompleksitet og, relatert til dette, graden av finskala-mosaikk i naturtypenes fordeling. Særlig ble området JO framhevet som et vanskelig område å kartlegge på grunn av uoversiktlig og utilgjengelig terreng (bratt, mange stup). Redusert presisjon på grunn av gradvise overganger ble også rapportert å være et større problem i uoversiktlig enn i oversiktlig terreng. Særlig ble gradvise overganger rapportert å være en utfordring i skogsmark. Flere av kartleggerne rapporterte at manglende opplæring hadde vært en stor utfordring i starten av kartleggingsarbeidet, men at kartleggingsarbeidet både gikk raskere og, ifølge kartleggerne, 'bedre' etter hvert (Vedlegg 6 Tabell 1).

Kartleggerne vurderte at fire årsaker bidro til 3–6 % av den reduserte kartpresisjonen; to av disse angår mangler i dokumentasjonen av NiN versjon 1.0 (for dårlig tilrettelegging for bruk av arter – indikatorarter – som avgrensningskriterier, og mangel på gode eksempler på ulike naturtyper, beskrevet med standard eksempler) mens de øvrige to angår mangler ved kartleggingsmetode og kartleggerverktøy. Særlig ble mangelen på lister over utvalgte arter som kunne brukes som kriterier til å skille mellom typer (spørsmål A5) framhevet som en viktig årsak til redusert presisjon. Dette ble gjentatt og forsterket i kommentarer til svarene på andre spørsmål om NiN-dokumentasjonen (f.eks. spørsmålene A6 og A7). Én kartlegger framhevet manglende tilrettelegging av artsinformasjon som årsak til mer enn 25 % av reduksjonen i presisjon og en annen mente dette bidro mer enn 12 % til redusert presisjon. Dokumentasjonen for NiN versjon 1.0 inneholder standardiserte tabeller for karplantearters fordeling i to natursystem-hovedtyper, kulturmarkseng (T4) og fastmarksskogsmark (T23) [tabellen for fastmarksskogsmark (T23) inneholder også moser og lav]. Intensjonen var at disse tabellene skulle være så nær fullstendige som mulig; de inneholder flere hundre

Tabell 9. Resultater av spørreundersøkelsen om de seks kartleggernes erfaringer fra utprøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem. Spørsmålsgruppe A. Generell vurdering av årsaker til reduksjon i presisjon og repetérbarhet i naturtypekartene (i forhold til det som er teoretisk mulig). De 17 spørsmålene skulle besvares med tall på en skala fra 1 til 6 (og ×) som følger: 1 – uten betydning, anslagsvis < 1 % av avvik mellom to parallelle kart over samme område skyldes den angitte årsaken; 2 – liten betydning, bidrar 1-3%; 3 – noen betydning, bidrar 3-6%; 4 – nokså stor betydning, bidrar 6-12%; 5 – stor betydning, bidrar 12-25%; 6 – svært stor betydning, bidrar > 25%; × (uvisst), ikke grunnlag for å svare på det aktuelle spørsmålet (ukjent problemstilling eller andre grunner). Spm: spørsmålsnummer. Svarstreng: tallstreng som angir respondentenes svar, ordnet fra lavest til høyest tallverdi. Median angir medianen, det vil si den midtre verdien i rekka av tall, ordnet etter økende verdi. Respondentenes utfyllende kommentarer til svarene er samlet i Vedlegg 6 Tabell 1.

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median
A16	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>tida</i> som var allokert til kartlegging i felt var for knapp til at jeg fikk gjort mitt beste; her skal du anslå hvor stor andel av den manglende presisjonen i naturtypekartene dine som du tror ville vært unngått dersom du hadde kunnet bruke inntil fire ganger så lang tid i felt (og gitt at alle andre betingelser var uendret i forhold til sommeren 2010)	334555	4,5
A1	Naturens egenskaper i seg sjøl (som ikke noen kartleggingsmetode eller noe naturinndelingssystem kan omgå), f.eks. at det finnes så mye av gradvise overganger i naturen i rom og tid (og at grensetrekking derfor aldri kan bli presis) eller at naturtyper er idealer som bare vil kunne gjenfinnes som mer eller mindre typiske utforminger av	334455	4
A8	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : at jeg <i>ikke hadde anledning til å lære</i> meg <i>NiN-systemet godt nok</i> (teoretisk og praktisk i felt); her skal du anslå hvor stor andel av den manglende presisjonen i naturtypekartene dine som du tror ville vært unngått dersom du hadde kunnet bruke den tida du hadde følt behov for til å sette deg inn i NiN før feltarbeidet (gitt at alle andre betingelser var uendret i forhold til sommeren 2010)	234444	4
A5	At NiN-dokumentasjonen (for versjon 1.0) ikke gjør god nok <i>bruk av arter</i> (indikatorarter) til å karakterisere og skiller hovedtyper, grunntyper, trinn langs økokliner etc.	123356	3
A6	At NiN-dokumentasjonen (for versjon 1.0) ikke inneholder <i>eksempler</i> på hver naturtype, beskrevet på en standard måte med kart, områdebeskrivelse, tekst, bilder og fullstendige artslistor	233336	3
A9	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>uhensiktsmessig kartgrunnlag</i> (uhensiktsmessig målestokk, uskarpe bilder, burde hatt stereoflybilder i stedet etc.)	223344	3
A10	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>kartleggingsinstruksen: uklart hvordan og/eller når det skulle brukes mosaikkfigurer</i>	113334	3
A14	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : unøyaktighet ved <i>georeferering</i> (at GPS-utstyret var dårligere enn det som er teoretisk mulig, feil og mangler i kartgrunnlaget du brukte i felt etc.). Sammenlikningsgrunnlaget her skal være et kart tegnet på grunnlag av en GPS som ga eksakte koordinater.	112333	2,5
A17	Den menneskelige faktor ; subjektive feil som jeg ikke tror jeg ville kunnet unngå å gjøre uansett	222235	2
A11	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>kartleggingsinstruksen: vanskelig å bruke 321-kriteriet til å skille ut grunntypert langs økoklinen <u>kalkinnhold (KA)</u></i>	12246×	2
A2	At <i>prinsippene</i> som NiN-systemet bygger på (bruken av økokliner, beskrivelsessystemet, etc.) ikke er optimale for å lage presise naturtypekart	11223×	2

Tabell 9 (forts.).

Spm	Spørsmål	Svar- streng	Me- dian
A12	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>kartleggingsinstruksen: andre uklarheter enn nevnt i A10-A11</i> (for eksempel at andre kriterier var uklare, at den inneholdt for få eksempler etc.)	11223×	2
A13	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : at jeg <i>ikke hadde lett tilgang til NiN-dokumentasjonen når jeg var ute i felt</i> ; her skal du anslå hvor stor andel av den manglende presisjonen i naturtypekartene dine du tror ville vært unngått dersom du hadde blitt utstyrt med en liten felt-PC med tilgang til Naturtypebasen (og gitt at alle andre betingelser var uendret i forhold til sommeren 2010, det vil si at kartleggingen skulle gjennomføres på den samme tida som du hadde til rådighet)	112223	2
A7	At NiN-dokumentasjonen (for versjon 1.0) mangler annen viktig <i>avgrensingsinformasjon</i> (enn arter)	111236	1,5
A4	Feil og mangler i NiN versjon 1.0 (hoved- og grunntyper eller kilder til variasjon som mangler) og som det er mulig å rette opp i seinere versjoner	111234	1,5
A15	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : at <i>forholdene under feltarbeidet</i> (regn, varme, kulde etc.) forhindret deg fra å gjøre en optimal jobb (for eksempel at det ble brukt papir som tåler regn dårlig og ikke felt-PC med spesiallaget programvare for å tegne kart og registrere egenskaper)	111133	1
A3	At <i>natursysteminndelingen i NiN-systemet</i> (med beskrivelsessystem) er dårlig egnet til kartlegging i den aktuelle målestokken (1:5 000)	111122	1

arter med grov angivelse av artsmengde på ulike trinn langs de viktige lokale basisøkolinene. Kartleggerne meldte klart tilbake om at disse tabellene, sett fra et praktisk kartleggersynspunkt, ikke var en hensiktsmessig måte å systematisere artsinformasjon. En fyldig kommentar fra én av kartleggerne (som også bekreftes muntlig av andre) illustrerer dette: 'Artslistene var noe ufullstendige, og jeg var nesten litt negativt overrasket over hvor lite hjelp jeg fikk når jeg forsøkte å benytte dem; det skyldes ikke at listene var dårlige, men at det ofte ikke er tilstrekkelig bare å kjenne artene; en trenger muligens mer kommentarer rundt dem (geografisk variasjon etc.)? Hvordan skal en takle forskjeller i dominans/mengdeforhold? Hvilke arter kan vi stole mye på og hvilke bør vi være mer forsiktige med? Dette kommer jo i noen grad fram av lista vi fikk, men jeg må nok si jeg har likt vegetasjonstypesystemet [Fremstad (1997)] bedre der, med klarere fordeling av arter, der en lister opp mer samlet de mest relevante artene for hver vegetasjonstype, og dels angir skillearter mot nærstående typer (jf. eksempelvis for myr). Ei eneste lang artsliste gir ikke den oversikten i det minste jeg vanligvis trenger for å få et klart bilde av hvilken naturtype jeg bør plassere et areal innenfor. Det er for lett å bli distraheret av et og annet avvikende artsfunn eller overse enkelte viktige arter i lista.' Sjøl om fem av seks kartleggere mener gode beskrivelser og eksempler ville bidratt vesentlig til økt kartpresisjon, er flertallet av dem likevel klare på at dette ikke er avgjørende viktig, i hvert fall ikke for erfarne kartleggere.

Uskarpe flybilder var et problem i enkelte områder, særlig i BL og LU. Enkelte kartleggere påpekte også at målestokken 1:1 000 på papirbilder/kart som ble brukt til utfigurering i felt var uhensiktsmessig fordi det var vanskelig å få oversikt når 12 A3-ark var nødvendig for å dekke hele kartleggingsområdet. Det var enighet om at målestokken 1:2 000 (1 km² dekkes av 4 A3-ark) ville være mer hensiktsmessig. Enkelte kartleggere påpekte at bruk av stereobilder ved kartlegging i felt i noen tilfeller kunne vært hensiktsmessig, men det var ingen generell enighet blant kartleggerne om dette. Også med hensyn til kartleggingsinstruksen var meningene delte mellom kartleggerne. Fire av de seks kartleggerne rapporterte imidlertid reglene for bruk av mosaikkfigurer, inkludert vurdering av mosaikkandeler, som en mulig årsak til redusert kartpresisjon.

Ikke for noen av de øvrige 10 spørsmålene i spørsmålsgruppe A var median-svaret høyere enn 2,5. Verken feil eller mangler i versjon 1.0 av NiN-systemet eller prinsippene som NiN bygger på ble vurdert som viktige årsaker til redusert kartpresisjon. Det betyr likevel ikke at det etter kartleggerne mening ikke er muligheter for forbedringer i NiN-inndelingen; spørreundersøkelsen inneholder mange konkrete forslag i så måte (se Vedlegg 6 Tabell 3).

Spørreundersøkelsen avdekker betydelige forskjeller mellom kartleggerne med hensyn til oppfatninger om flere viktige spørsmål. Det er for eksempel svært delte oppfatninger om hvor stor betydning unøyaktighet i GPS-posisjoneringen hadde, verdien av bedre tekstbeskrivelser av NiN-typene, og om et databasert kartleggingsverktøy (felt-PC) ville gjort naturtypekartene mer presise. Det er også betydelig sprik mellom kartleggerne med hensyn til oppfatning om hvor viktig den menneskelige faktoren er (subjektive feil som ville kunne bli gjort uansett). Fire kartleggere tallfester bidraget fra denne årsaken til mellom 1 og 3 %, men én mener den kan utgjøre mellom 12 og 25 %. Også når det gjelder typifisering til trinn langs kalkinnhold-økolinjen, som ligger til grunn for inndelingen av de fleste hovedtypene innenfor fastmarkssystemer og våtmarkssystemer i grunntyper, er det stor variasjon i kartleggenes oppfatning av hvor klare kartleggingskriteriene var. Dette vises av at svarene på spørsmål A11 om det såkalte '321-kriteriet' (se Vedlegg 1, avsnitt F2) varierte fra 1 til 6 ('stort problem').

3.2.2 Generelle og andre spørsmål (Spørsmålsgruppe B)

Svarene på spørsmål B1 om hvor mye opplæring som, etter kartleggenes mening, trengs for at en person med god biologisk bakgrunn (bachelorgrad i biologi, landskapsfag el.l.) skal bli en god NiN-naturtypekartlegger, varierer fra inntil 6 uker (2/6 svar) til inntil en årshet (1/6 svar). Tre kartleggere svarer at inntil ett semester er nødvendig (Tabell 10). Kartleggenes kommentarer (Vedlegg 6 Tabell 2) indikerer at spørsmålet nok er upresist med hensyn til hvor lista for hvor god en 'god kartlegger' er, skal legges, men viser (sammen med svarene på flere av spørsmålene i gruppe A) at kartleggerne betrakter en god teoretisk og praktisk kartleggerutdanning som en viktig forutsetning for gode NiN-naturtypekart.

Spørsmål B2 om de standardiserte tabellene med arters fordeling, som i dokumentasjonen for NiN versjon 1 er eksemplifisert for kulturmarkseng (T4) og fastmarksskogsmark (T23), er et hensiktsmessig hjelpemiddel for naturtypekartlegging, blir relativt negativt besvart. To kartleggere mener tabellene er lite hensiktsmessige, to mener de er relativt lite hensiktsmessige, en mener de er nokså hensiktsmessige og en mener de er svært hensiktsmessige. Kommentarene viser imidlertid at tabellene ses på som en viktig kilde til utfyllende informasjon om naturtypevariasjonen, og at de er en viktig del av den detaljerte dokumentasjonen av naturtypevariasjon som NiN-systemet må være tuftet på. NiN-dokumentasjonen må derfor, *i tillegg til* fullstendige artstabeller, inneholde informasjon om diagnostisk viktige arter. Slik tilrettelegging av artsinformasjon er et viktig ledd i videreutviklingen av verktøy for praktisk kartlegging etter NiN (se Vedlegg 6 Tabell 2).

Spørsmål B3, om grunntypeinndelingen av natursystem-hovedtypen konstruert fastmark (T2) er hensiktsmessig, ble stilt fordi denne hovedtypen skiller seg fra de aller fleste andre hovedtyper på natursystem-nivået ved å være oppdelt på grunnlag av et hovedtypespesifikt inndelingsgrunnlag i stedet for på økokliner. Fem av seks kartleggere fant inndelingen hensiktsmessig.

3.2.3 Prioritering blant nye praktiske kartleggerverktøy (Spørsmålsgruppe C)

Kartleggerne svarte gjennomgående positivt på spørsmålene C1 og C2 om behovet for utvikling av et integrert, digitalt kartleggerverktøy som inneholder grunnlagsinformasjon (ortofoto, flybilder, kart etc.), integrert GPS og funksjonalitet for tegning av kart og registrering av figuregenskaper. Tre av seks kartleggere mente et slikt verktøy er viktig og at det bør utvikles så raskt som mulig, mens ytterligere to mente at det er nokså viktig og bør prioriteres på litt sikt (Tabell 10). Svarene på spørsmål om dokumentasjonen for NiN-systemet (Naturtypebasen) også bør tilrettelegges for et slikt verktøy sprikte fra svært lav eller lav prioritet (3/6 svar) til at dette bør gis høy prioritet (2/6 svar).

3.2.4 Prioritering av utviklingsoppgaver knyttet til NiN sett fra kartleggersynspunkt (Spørsmålsgruppe D)

Spørsmålene i gruppe D (prioritering av utviklingsoppgaver knyttet til NiN) overlapper tematisk med spørsmålene i gruppe A (årsaker til redusert pålitelighet og presisjon i naturtypekartene) og, ikke overraskende, er det derfor godt samsvar mellom svarene på spørsmål fra de to gruppene. Det er imidlertid en sterk tendens til at alle de ti utviklingsoppgavene nevnt i D1–D10 blir ansett som viktige; laveste median-svar var 3 [(nokså lavt prioritert, det vil si en oppgave som bør gjennomføres på sikt, men som ikke behøver prioriteres akkurat nå (se Tabell 10)).

For fire av de ti oppgavene var median-svaret 5, det vil si at oppgaven etter kartleggenes mening bør prioriteres høyt og gjennomføres så raskt som mulig. For hver av disse fire oppgavene mente to av kartleggerne at oppgaven burde gis topp prioritet, det vil si at den egentlig burde gjennomføres før fortsatt bruk av NiN-systemet til naturkartlegging. Alle disse fire oppgavene er knyttet til videreutvikling av NiN-

Tabell 10. Resultater av spørreundersøkelsen om kartleggenes erfaringer fra utprøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem. Spørsmålsgruppene B (generelle og andre spørsmål), C (prioritering blant nye praktiske kartleggerverktøy: hvor sterkt mener du utvikling av angitte praktiske verktøy for kartlegging etter NiN-systemet bør prioriteres?) og D [hvor sterkt mener du hver av følgende oppgaver knyttet til videreutvikling av NiN (systemet og dokumentasjonen) bør prioriteres fra et praktisk naturtypekartleggingssynspunkt (det vil si dersom hovedhensikten er å gjøre naturtypekart basert på NiN mer presise)?] De 15 spørsmålene skulle besvares med tall på en skala fra 1 til 6 (og ×) etter følgende kriterier: Spørsmål B1 (ECTS = European Credit Transfer System = 'studiepoeng'; ett års arbeid svarer til 60 ECTS; ett ukeverk svarer til 2 ECTS; angitt arbeidsinnsats kan tenkes fordelt med 1/2 på kurs og 1/2 på for- og etterarbeid): 1 – svært lite (inntil 1 ukes innsats = 2 ECTS); 2 – lite (inntil 2,5 ukers innsats = 5 ECTS); 3 – nokså lite (inntil 6 ukers innsats = 10 ECTS); 4 – nokså mye (inntil ett semesters innsats = 30 ECTS); 5 – mye (inntil enn årsenhets innsats = 60 ECTS); 6 – svært mye (mer enn en årsenhet; > 60 ECTS). Spørsmål B2–B3: 1 – svært lite hensiktsmessig; 2 – lite hensiktsmessig; 3 – nokså lite hensiktsmessig; 4 – nokså hensiktsmessig; 5 – hensiktsmessig; 6 – svært hensiktsmessig. Spørsmålene C1–C2 og D1–D10 (sortert fra høyest til lavest prioritet innen hver gruppe): 1 – svært lavt (unødvendig uansett); 2 – lavt (kan gjennomføres, men ikke viktig); 3 – nokså lavt (bør gjennomføres på sikt, men ikke viktig nå); 4 – nokså høyt (viktig, men ikke prioritert på kort sikt); 5 – høyt (viktig, bør gjennomføres så raskt som mulig); 6 – svært høyt (topp prioritet; burde egentlig gjennomføres før fortsatt bruk av NiN-systemet til natur-kartlegging). Spm: spørsmålsnummer. Svarstreng: tallstreng som angir respondentenes svar, ordnet fra lavest til høyest tallverdi. Median angir medianen, det vil si den midtre verdien i ei rekke tall, ordnet etter økende verdi. Respondentenes utfyllende kommentarer til svarene er samlet i Vedlegg 6 Tabell 2.

Spm	Spørsmål	Svar- streng	Me- dian
B1	Hvor mye opplæring i NiN-systemet (teorien bak) og konkret kunnskap om naturtyper, økokliner etc. mener du en person med god biologisk bakgrunn (bachelorgrad i biologi, landskapsfag el.l.) trenger for å bli en god naturtypekartlegger etter NiN-systemet?	334446	4
B2	Synes du at tabeller med arters fordeling langs viktige økokliner innen en hovedtype [sluke som er utarbeidet for <u>kulturmarkseng (T3)</u> og <u>fastmarksskogsmark (T4)</u>] er en hensiktsmessig måte å vise arters fordeling på naturtyper? (Burde vi fortsette å vise arters relasjon til naturtyper på denne måten i seinere versjoner av NiN?)	223346	3
B3	Hovedtypen <u>konstruert fastmark (T2)</u> er delt inn i 30 grunntyper på basis av et såkalt 'hovedtypespesifikt inndelingsgrunnlag'. Synes du inndelingen av T2 slik den er i NiN versjon 1.0 er en hensiktsmessig måte å beskrive variasjon i den menneskeskapte naturen? (Hvis du svarer 3 eller høyere, angi hvorfor og kom eventuelt med forslag til hvordan det kunne vært gjort annerledes.)	255555	5
C2	Utvikling av integrert, digitalt kartleggerverktøy der grunnlagsinformasjon (ortofoto/flybilder/kart) er integrert med GPS og funksjonalitet for tegning av kart og registrering av egenskaper	244556	4,5
C1	Utvikling av en versjon av Naturtypebasen (med hele NiN-dokumentasjonen) tilrettelagt for felt-PC	122355	2,5
D3	Forbedre dokumentasjonen ved å knytte arter til naturtyper, trinn langs økokliner etc. [for eksempel som hos Fremstad (1997), eller ved videreutvikling av tabeller som i NiN v. 1.0 for <u>kulturmarkseng (T4)</u> og <u>fastmarksskogsmark (T23)</u>] (se spm A5)	555566	5
D4	Forbedre dokumentasjonen ved å inkludere eksempler på naturtyper, beskrevet på standardisert måte (se spm A6)	445566	5
D6	Oppgradering av Naturtypebasen (NiN på nettet) sin funksjonalitet	355566	5
D2	Forbedre dokumentasjonen med bedre beskrivelser av typer, økokliner etc. (se spm A7)	35566×	5
D7	Utarbeide oversettelsesnøkkel fra Fremstad (1997) til NiN	234455	4

Tabell 10 (forts.).

Spm	Spørsmål	Svar- streng	Me- dian
D5	Fullføre arbeidet med Kunnskapsbasen (som ble påbegynt i 2006 og midlertidig stoppet i 2008), der all NiN-relevant litteratur blir 'høstet' på en standardisert måte, og som etter intensjonen skal kobles opp til relevante steder i Naturtypebasen	233355	3
D1	Oppgradering av typeinndelingen som sådan	223345	3
D9	Kartfunksjonalitet der eksisterende data (vegetasjonskart, Naturbase etc.) og oversettelsesnøkler brukes til å lage utbredelseskart for ulike naturtyper	223344	3
D10	Innrapporteringssystem for naturtypeobservasjoner etter mønster av Artsobservasjoner (med bilde- og kartfunksjonalitet), med innsynsløsning	223344	3
D8	Utarbeide oversettelsesnøkkel fra Skog og Landskap sitt system for vegetasjonskartlegging til NiN	12334×	3

dokumentasjonen. I tråd med svarene på spørsmålene A5 og B2 kommer artsinformasjon tilrettelagt for kartleggenes behov (D3: se også svar på B2) ut som den oppgaven kartleggerne ønsker at blir gitt aller høyest prioritet; alle kartleggerne svarer at denne oppgaven bør gjennomføres så raskt som mulig (svaralternativ 5 eller 6). De andre oppgavene som etter kartleggenes mening bør gis høy prioritet er utarbeidelse av standardiserte eksempler (D4), oppgradering av Naturtypebasens funksjonalitet (D6) og utvidet/forbedret beskrivelse av typer, økokliner etc. (D2).

Et flertall av kartleggerne mente at utarbeidelse av en oversettelsesnøkkel fra Fremstad (1997) til NiN bør prioriteres høyt eller nokså høyt. Kartleggerne framholdt at en slik oversettelsesnøkkel vil være nyttig for de mange som har kartlagt natur direkte etter Fremstads system, eller som har drevet kartlegging etter DNs håndbok 13 (Anonym 2007) fordi denne i stor grad støtter seg på Fremstad (1997). Flere kartleggere framhevet imidlertid at vegen om Fremstad (1997) ikke er hensiktsmessig ved opplæring av nye kartleggere.

De seks kartleggerne ga uttrykk for at de fem øvrige utviklingsoppgavene (videreutvikling av NiNs kunnskapsbase, oppgradering av typeinndelingen i NiN, utbredelseskart for NiN-typer, innrapporteringssystem for naturtypeobservasjoner og oversettelsesnøkkel fra Norsk institutt for skog og landskap sitt vegetasjonskartleggingssystem), fra kartleggersynspunkt bør prioriteres lavere enn utviklingsoppgavene som knytter seg til utvikling av tilrettelagt dokumentasjon (Tabell 10).

3.2.5 Forbedringspunkter i NiN versjon 1.0 (Spørsmålsgruppe E)

Spørsmålene i gruppe E adresserte konkrete avgrensningsoppgaver ('direkte hvor vanskelig var det å avgrense...?'). I tråd med svar på spørsmålene i gruppene A og D kom relativt få innspill til endringer i sjølve typeinndelingen (A4, D1), men mange konkrete forslag til temaer hvor det er særlig stort behov for mer presise avgrensningskriterier. Kartleggerne pekte ut 6 av de 58 enkelttemaene som ble listet opp i gruppe E som særlig utfordrende (svaralternativ 4, 'ofte nokså vanskelig', eller vanskeligere):

1. (E2.3) Avgrensning av seine gjengroingsuksesjonsstadier av kulturmark (T4, T5) og åker og kunstmarseng (T3) mot ettersuksesjonsstadier av skogsmark (mest T23)
2. (E2.9) Avgrensning mellom svak kilde og kildeskogsmark (V3) og fuktmarksgrunntyper av fastmarksskogsmark (T23), fjellhei (T29) og andre åpne fastmarkstyper
3. (E3.3) Grensetrekking mellom de to trinnene av grunnleggende hevdintensitet (H1), trinn 1 ingen påviselig hevd og trinn 2 svært ekstensiv grunnleggende hevd (slåtte- og beitemyr) i våtmarkssystemer
4. (E3.5, E3.16) Grensetrekking mellom de to trinnene av grunnleggende hevdform (HF), trinn 1 slått og trinn 2 beite, generelt og innenfor kulturmarkseng (T4)
5. (E3.12) Grensetrekking mellom flommyr (limnogen vanntilførsel) og myrkant (uten limnogen vanntilførsel), det vil si å skille trinnene C1 og C2 langs vannforårsaket forstyrrelse: vanntilførsel til

våtmark (VF-C) i flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7)

Nær halvparten av spørsmålene i gruppe E ble besvart med 3 ('ikke så lett'). Svarene på spørsmålene i denne gruppa, som er samlet i Vedlegg 6 Tabell 3, gir en rekke konstruktive innspill til arbeidet med revisjon av NiN-systemet; med hensyn til hvor (hvilke naturtyper) behovet for påfyll av informasjon er størst og i form av konkrete forslag til avgrensningskriterier.

3.2.6 Oppsummering av resultater fra spørreundersøkelsen

Spørreundersøkelsen identifiserer mangler i NiN-dokumentasjonen som den viktigste årsaken til redusert presisjon og repetérbarhet i naturtypekartene. Disse manglene er av to typer; (1) at dokumentasjonen for NiN versjon 1.0 ikke er tilstrekkelig, og (2) at NiN-dokumentasjonen er for dårlig tilrettelagt for bruk til praktisk kartlegging i felt. Ifølge spørreundersøkelsen er de viktigste manglene i NiN-dokumentasjonen at det er for sparsomt med informasjon om arters fordeling på naturtyper, at avgrensningskriteriene for typer og økoklintrinn ikke er konkrete nok og at dokumentasjonen ikke er omfattende nok – beskrivelser av alle grunntyper standardiserte eksempler er blant spesifikke mangler som blir nevnt. Videre kommer det fram i spørreundersøkelsen at relevant litteratur bør utnyttes bedre, blant annet ved eksplisitte henvisninger til viktig litteratur i NiN-dokumentasjonen. Hva tilrettelegging av NiN for praktisk kartlegging angår, gir kartleggerne som deltok i utprøvingen av NiN en klar anbefaling om *både* å utvikle tydeligere kriteriesett for hvor grensene mellom typer og trinn skal trekkes og å tilrettelegge denne kriterieinformasjonen for bruk i felt, i en mest mulig direkte og komprimert form.

Spørreundersøkelsen peker på at naturtypekartlegging etter NiN krever god biologisk/økologisk (og geologisk?) basiskompetanse *samt* spesialkompetanse rettet inn mot praktisk naturtypekartlegging. Spørreundersøkelsen gir ikke klart svar på hvilket omfang en spesialisierende (tilleggs)utdanning for naturtypekartleggere bør ha, men en kombinasjon av teoretisk og praktisk opplæring svarende til opp imot en halv årsenhet blir antydnet. Betydningen av at kartleggerne blir grundig kalibrert i felt blir sterkt understreket.

NiN, både prinsippene systemet er bygd på og måten prinsippene er implementert i NiN versjon 1, blir langt på veg frikjent som årsak til redusert kartleggingspresisjon. Kartleggerne er klare på at det finnes grenser for hvor presist og kartleggeruavhengig ('reproduserbart') et naturtypekart kan bli, rett og slett fordi gradvise overganger i naturen, både i rom og tid, er regelen heller enn unntaket. Dette til tross er et viktig biprodukt av utprøvingen av NiN som kartleggingssystem i 2010 at det nå foreligger ei lang liste over konkrete forbedringspunkter (av inndeling og dokumentasjon). Disse vil inngå i grunnlagsmaterialet for arbeidet med NiN versjon 2.0.

Det er delte oppfatninger blant kartleggerne om hvor stor betydning de foreslåtte utviklingsoppgavene knyttet til NiN vil kunne få for kvaliteten på resultatet av praktisk naturtypekartlegging etter NiN-systemet. Men de fleste kartleggerne mener at utvikling av et integrert dataverktøy for praktisk kartlegging i felt er ønskelig, i hvert fall på litt sikt. Spørreundersøkelsen dokumenterer imidlertid entydig at den praktiske kartleggingsinstruksen som ble benyttet i 2010 kan forbedres på vesentlige punkter. Særlig synes det som om retningslinjene for utfigurering av mosaikkfigurer trenger en grundig gjennomgang.

Sjøl om kartleggerne stort sett er enige i sine hovedkonklusjoner, svarer de forskjellig på mange enkeltspørsmål. Dette viser at det innenfor gruppa av seks 'erfarne kartleggere' finnes betydelig variasjon i erfaringsgrunnlag (blant annet fordi de til dels har erfaring fra ulike typer av kartlegging og har forskjellig utdanningsbakgrunn). Slike forskjeller kan, sammen med individuelle forskjeller (som blant annet kommer til uttrykk i forskjellige vurderinger av hvor hensiktsmessige ulike kartleggingsverktøy vil være og hvordan dokumentasjonen av NiN best kan tilrettelegges for praktisk kartlegging), være en stor og viktig og kanskje også undervurdert årsak til redusert kartleggingspresisjon. Den eneste måten å redusere effekter av forskjeller i erfaringsgrunnlag er gjennom grundig opplæring og kalibrering i felt. Betydningen av god og målrettet opplæring kan derfor ikke bli vektlagt sterkt nok.

4 Diskusjon og konklusjoner

4.1 Hvor gode er naturtypekartene fra de åtte kartleggingsområdene?

Det finnes, så langt vi kjenner til, ingen undersøkelser som er direkte sammenliknbare med den parallelle naturtypekartleggingen etter NiN versjon 1.0 i åtte kartleggingsområder som ble foretatt sommeren 2010. Et nøkkeltall i vår undersøkelse er 82,1 %, andelen av det totale kartlagte arealet som begge kartleggerne typifiserte til samme dominerende hovedtype. Det finnes ikke noe fasitsvar på om tallet 82,1 % bør anses som et godt eller et dårlig resultat – det avhenger av hvilke premisser som legges til grunn for vurderingen. Bak dette tallet skjuler det seg dessuten betydelig variasjon mellom områder og hovedtyper. De tre (av de åtte) kartleggingsområdene med større andel enn 90 % av det totale kartlagte området typifisert til samme hovedtype (GJ, JO og LU) inneholder mer enn 70 % fastmarksskogsmark (T23) og har opplagt lavere naturkompleksitet enn de øvrige områdene, både målt i antall naturtypefigurer kartleggerne har utfigurert og vurdert ut fra områdenes hevdhistorie. De mest komplekse områdene, med dårligst overensstemmelse mellom de parallelle naturtypekartene, kjennetegnes av 'småknudrete' topografi, lang tradisjonell hevdhistorie og av at utmarksbruket nå mer eller mindre har opphørt. Området BV i nordlandsskjærgården, som mest typisk kombinerer disse trekkene, framviser en utrolig naturtypevariasjon. Kanskje er 67,8 % av det kartlagte arealet typifisert til samme hovedtype, med god generell overensstemmelse mellom mønstrene i de parallelle naturtypekartene (se Fig. 13–14), et godt resultat for dette området? Dette spørsmålet kan foreløpig ikke besvares entydig. Men analysene av de parallelle naturtypekartene viser en klar sammenheng mellom naturegenskaper og kartleggingspresisjon. Det er all grunn til å anta at *dette* er et resultat med generell gyldighet; uansett hvilke grep som blir tatt for å forbedre kartenes presisjon vil det være forskjeller i kartleggingspresisjon mellom områder.

Et annet nøkkeltall i vår undersøkelse er 35,4 %, andelen av kartlagt areal som ble typifisert til samme dominerende hovedtype og som begge kartleggerne også typifiserte til samme grunntype. Dette er et overraskende lavt tall, også om man tar hensyn til at en stor del av arealet utgjøres av mosaikkfigurer og at mosaikkfigurer som inneholder elementer av samme grunntype ble regnet som ulike dersom de ikke hadde samme *dominerende* grunntype. Grunntypenivået er viktig for mange praktiske formål, for eksempel arealplanlegging, forvaltning av arealer for naturtyper utvalgt etter Naturmangfoldloven, rødlistevurdering av naturtyper og naturtypeovervåking. Viktige naturegenskaper som artsrikdom og produktivitet kommer for eksempel først og fremst til uttrykk i grunntypeinndelingen [den lokale basisøkolinien kalkinnhold (KA) er den blant økoklinene som brukes til grunntypeinndeling av flest natursystem-hovedtyper innenfor fastmarkssystemer og våtmarkssystemer, jf, Halvorsen et al. (2009)]. Den lave presisjonen i kartlegging til grunntype signaliserer et behov for forbedret og bedre tilrettelagt dokumentasjon og for forbedret kartleggeropplæring. Men minst like viktig er at den er et klart signal til brukerne av naturtypekart om at kompleksiteten i naturen gjør kartlegging av natur til en svært vanskelig oppgave, ikke minst fordi det ofte ikke finnes entydige svar. God naturtypekartlegging vil alltid kreve betydelige kunnskaper og grundig arbeid i felt, og vil derfor forbli ressurskrevende. De kravene naturkompleksiteten stiller til brukerens kompetanse må heller ikke undervurderes.

Analysen av parallelle naturtypekart og spørreundersøkelsen identifiserer flere kilder til feil, mangler og redusert presisjon i naturtypekart enn de fire som nevnes av Pancer-Koteja (2009): mangler ved naturtypeinndelingssystemet og dokumentasjonen av dette, gradvise overganger i naturen, unøyaktighet ved georeferering og kartleggerfeil (den menneskelige faktor). Kartanalysen og spørreundersøkelsen gir ikke helt sammenfallende svar med hensyn til hvilke årsaker som er viktigst, men resultatene av undersøkelsene utfyller hverandre og gir derfor et godt grunnlag for å adressere to hovedformål med parallellkartleggingen; å identifisere mulige årsaker til at naturtypekart ikke blir presise og å gi konkrete anbefalinger for hvordan naturtypesystemet bør videreutvikles, som naturkartleggingssystem og, mer generelt, som referanseramme for å beskrive natur. Vi vil adressere disse formålene ett og ett, og starter med årsaker til feil, mangler og redusert presisjon i naturtypekart.

4.2 Årsaker til feil, mangler og redusert presisjon i naturtypekart

Resultatene av analyser av parallelle naturtypekart og spørreundersøkelsen gir grunnlag for å samle årsaker til feil, mangler og redusert presisjon i naturtypekartene i sju grupper, som kan ordnes etter avtakende viktighet. I dette kapitlet blir disse sju gruppene drøftet enkeltvis.

(1) *Mangler ved NiN-dokumentasjonen og kartleggenes kjennskap til NiN-systemet.* Kartanalysen viser at langt det største bidraget til forskjeller i typifisering til (dominerende) hovedtype mellom parallelle naturtypekart kommer fra arealer som er typifisert til forskjellige, men 'økologisk nærstående', hovedtyper; det vil si hovedtyper som er 'naboer i det økologiske rommet' med viktige kompleksgradienter som akser. Dette er hovedtyper som det stort sett finnes avgrensingskommentarer mellom i dokumentasjonen for NiN versjon 1, og dette resultatet viser derfor at denne delen av NiN-dokumentasjonen ikke fungerer etter hensikten eller at kartleggerne ikke hadde hatt anledning til å sette seg tilstrekkelig godt inn i den før feltarbeidet, eller en kombinasjon av disse faktorene (i prinsippet kan også tidsnød under kartleggingen forklare slik uoverensstemmelse mellom kart, men vi har valgt å se på dette som en selvstendig årsak til redusert presisjon, se punkt 3 nedenfor). Det samme gjelder typifisering til grunntype; i de fleste tilfeller der kartleggerne var uenige om grunntypetilhørighet plasserte de arealene ett trinn forskjellig langs én eller flere viktige lokale basisøkolinier.

Det empiriske materialet gir ikke grunnlag for å si hvilken faktor (eller hvilke faktorer) i denne gruppa som bidrar mest til å redusere kartpresisjonen. Ifølge spørreundersøkelsen rangerer kartleggerne manglende kjennskap til NiN-systemet som en viktigere årsak til redusert kartpresisjon enn feil og mangler i NiN-dokumentasjonen; median-svaret på spørsmål A8 om opplæring var 4 (nokså stor betydning), spørsmålene A5 og A6 om betydningen av henholdsvis mangel på informasjon om arters naturtypetilknytning og mangel på eksempler ble besvart med 3 (noen betydning), og spørsmål A7 om mangel på andre avgrensningskriterier ble ansett å ha mindre betydning. Parallellkartleggingen gir imidlertid bare ett klart eksempel på en forskjell mellom parallelle kart som helt entydig kan forklares av manglende kjennskap til NiN-dokumentasjonen: den ene kartleggerens utfigurering av åpen grunnlendt naturmark (T25) i området SV. Dokumentasjonen for NiN versjon 1 [Halvorsen et al. 2009, kapittel D3d] sier klart at åpen grunnlendt naturmark (T25) ikke skal utfigureres mellom naturtypefigurer for kulturmarkseng (T4) og nakent berg (T20): 'Når engpregete tørrbakker grenser til kulturmarkseng er det ikke praktisk mulig å trekke noen grense mellom de to hovedtypene, og den samlede arealfiguren skal tilordnes kulturmarkseng. Åpen grunnlendt naturmark i lavlandet omfatter følgelig bare engpregete tørrbakker som ikke grenser til kulturmarkseng og heipregete tørrbakker som ikke grenser til kystlynghei.' Men dette eksemplet kan med like stor rett betraktes som et eksempel på en mangel i kartleggingsinstruksen (se Vedlegg 1) fordi en så viktig avgrensningsopplysning burde vært eksplisitt nevnt der, eller den kan betraktes som en mangel i kalibreringen av kartleggerne før feltarbeidet startet opp. På samme måte er det med de fleste forskjellene mellom kartene. At grenser mellom 'økologiske nabohovedtyper' ikke blir trukket på eksakt samme sted kan skyldes kartleggenes manglende kjennskap til NiN-systemet, for eksempel forårsaket av utilstrekkelig opplæring, det kan skyldes mangler ved NiN-dokumentasjonen, eller det kan være resultatet av en kombinasjon av disse faktorene. Uansett kan vi ikke skille disse faktorene fra hverandre. Hva typifisering til grunntype angår, er det all grunn til å anta at mangelen på bruk av arter som skillekriterier for økoklintrinn i dokumentasjonen for NiN versjon 1 er den viktigste enkeltårsaken til lav presisjon i de parallelle naturtypekartene.

Uansett hvilken av enkeltårsakene til redusert kartpresisjon som egentlig er viktigst; begge er mulig å gjøre noe med. Analysen av naturtypekartene og resultatene av spørreundersøkelsen gjør det mulig å sette opp en lang liste over konkrete avgrensningsutfordringer som bør gjennomgås grundig når NiN-dokumentasjonen skal oppgraderes og som bør ha fokus på kurs for kartleggere. De viktigste av disse for hovedtypeinndelingen er listet nedenfor. I lista finnes også referanse til resultatene som underbygger dem, angitt på en standardisert måte [P etterfulgt av tall = nummerert punkt i liste på 15 generelle trekk i sammenlikningen mellom parallelle naturtypekart i kapittel 3.1.2; områdekode etterfulgt av tall = nummerert oppsummeringspunkt (områdespesifikke forskjeller mellom parallelle kart) i kapittel 3.1.3; A–E etterfulgt av tall = spørsmål i spørreundersøkelsen, fulgt av # og angivelse av medianen i utvalget av kartleggenes svar på spørsmål om hvor vanskelig det var å trekke den aktuelle grensa, på en skala fra 1 til 6 (1 – svært lett; 2 – lett; 3 – ikke så lett; 4 – ofte nokså vanskelig; 5 – ofte vanskelig; 6 – oftest vanskelig); se kapittel 3.2].

- Grensa mellom fjæresonesystemer (S) og fastmarkssystemer (T) (E1.3#3) eksemplifisert ved:
 - grensa mellom strandeng og strandsump (S7) og kulturmarkseng (T4) (P1, P7, BV2)
 - grensa mellom strandberg (S5) og nakent berg (T20), som trekkes i ulik avstand fra kystlinja av ulike kartleggere (SV1, ME4)
- Grensa mellom fjæresonesystemer (S) og ferskvannssystemer (F), eksemplifisert ved forskjeller i typifisering til innsjø (LD2) kontra fjæresone-sjø (LD3) (P15, BV5)
- Øvre grense for flommark [flomskogsmark (T7) og åpen flomfastmark (T8)] mot
 - ikke-flompåvirkete fastmarkssystemer, for eksempel mellom T7 og fastmarksskogsmark (T23) (P9, GR2), og
 - våtmarkssystemer, først og fremst flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) (GR2)
- Grensa mellom svak kilde og kildeskogsmark (V3) og natursystemer med svakere

- kildevannspåvirkning [det vil si mellom den lokale basisøkoklinen kildevannspåvirkning til marka (Kl-A) trinn A5 *svak kilde* og trinn A4 *svakt rheogen markfukting*; se 'vanntilgangstrekanten', begrepsmodellen som viser de komplekse relasjonene mellom de tre vann-relaterte gradientene, i Halvorsen (2009), NIN Artikkel 13: Fig. 6] (P2, LU1), det vil først og fremst si mot
- fastmarksskogsmark (T23) og flomskogsmark (T7) (E2.9#4) og
 - åpen myrflate (V6) og flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) (E2.10#3,5)
- Avgrensning mellom fuktmarkstyper på fastmark og våtmarkssystemer (V) [det vil si mellom vannmetning av marka (VM-A) trinn A2 *fuktmark* og A3 *tuenivå* og høyere] (E1.4#3), det vil først og fremst si mellom
 - åpne kulturmarkssystemer [kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5)] og åpen myrflate (V6), til dels også flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) (P3, P7, ME1, BV3, E2.12#3,5), og
 - mellom fastmarksskogsmark (T23) og flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) (P4, GJ1, GR1, BL1, JO1)
 - Grensa mellom kunstmark og kulturmark, først og fremst mellom åker og kunstmarkseng (T3) og kulturmarkseng (T4), synes grei å trekke de fleste steder (E2.13#2,5), men i småsmala jordbrukslandskap preget av tradisjonell drift er det betydelig uoverensstemmelse mellom kartleggerne med hensyn til hvor grensa skal trekkes og et klart behov for mer presise avgrensningskriterier (P6, P7, BL2). Dette en svært viktig grense, som det knytter seg stor forvaltningsmessig betydning til (blant annet fordi bruken av økonomiske virkemidler i landbruket er knyttet opp mot den). Betydelig innsats bør derfor settes inn for å få på plass mest mulig presise kriterier for å skille kulturmark fra kunstmark i jordbrukslandskapet.
 - Grensa mellom kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5) er uklar; kartleggerne beskriver i kommentar til E2.14.3#3 (se Vedlegg 6 Tabell 3) skillet mellom disse hovedtypene som kunstig, f.eks. 'ble mer og mer kritisk til skillet mellom disse to natursystem-hovedtypene underveis i kartlegginga; det har etter mitt syn vært for snever fokus på utseende tidligere, og for lite på økoklinene hevdintensitet og jordsmonnsdybde/ grunnlendthet' (P7, P8, SV2, ME2); det er følgelig behov for en ny gjennomgang av inndelingen av kulturmark
 - Grensedragning mellom kulturmark [kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5)], til dels også kunstmark [først og fremst åker og kunstmarkseng (T3), men også konstruert fastmark (T2)] [og kulturbetinget naturmark som boreal hei (T26), som ikke ble utfigurert i noen av kartleggingsområdene] på den ene siden og naturmark, først og fremst fastmarksskogsmark (T23), på den andre siden, langs tilstandsokoklinen gjengroingstilstand (GJ) (P7, SV3, BL3, ME3). Kommentarene fra kartleggerne og det faktum at de vurderer det som 'ofte nokså vanskelig' å trekke denne grensa (E2.3#4; 'diffus og vanskelig grenseoppgang'; '... synes kulturmark "beholdes" for lenge ... veldig usikker på om det er hensiktsmessig med T4-skog som egen figur ... veldig vanskelig å trekke grensa mellom kulturpåvirket skog og tredekt kulturmark ... definisjoner trengs'; se Vedlegg 2.6 Tabell 3) tilsier at det er behov for en grundig gjennomgang av hvorvidt grensa mot ettersuksjonstilstanden av naturmark er hensiktsmessig trukket. Kriteriene for grensedragning må uansett forbedres.
 - Grensedragning mellom hovedtyper på åpen mark med sanddominert mineralsubstrat, det vil si mellom
 - sanddynemark (T13) og åpen skredmark (T18) ['skal det være rett å utfigurere T13 øverst i sandskredene langs Folla?' (GR3)], og
 - mellom sanddynemark (T13) og kulturmarkseng (T4) (P10)
 - Grensedragning mellom hovedtyper på åpen mark med steindominert mineralsubstrat, det vil si mellom kystnær grus og steinmark (T12), åpen ur og snørasmak (T17) og blokkmark (T22) (P12, E16#2)
 - Typifisering av åpne, mer eller mindre hevdpåvirkete områder på grunnlendt fastmark, der en lang rekke hovedtyper (og økokliner) møtes [kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5), nakent berg (T20), åpen grunnlendt naturmark (T25) og boreal hei (T26); til dels også åpen flomfastmark (T8), sanddynemark (T13), åpen ur og snørasmak (T17) og åpen skredmark (T18)], krever en grundig gjennomgang av avgrensningskriterier (SV2, E2.4#3, E2.15#3,5, E2.18#2)
 - Grensedragning mellom konstruert mark og tilstandsutforminger av naturmark, eksemplifisert ved uklarhetene i GJ (jf. GJ2) med hensyn til utfigurering av modifisert våtmark (V1) til forskjell fra flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7)

Andre grenser som på forhånd var ansett for utfordrende, som for eksempel grensa mellom fjæresonesystemer (S) og våtmarkssystemer (V) i kartleggingsområdet BV, viste seg å bli en mindre kilde til uoverensstemmelse mellom parallelle naturtypekart enn forventet (E1.2#3). Det betyr likevel ikke at denne og andre grenseopp ganger er helt klare og ikke trenger presisering.

Undergruppe E3 i spørreundersøkelsen om inndeling i grunntyper og plassering langs lokale basisøkokliner (Vedlegg 6 Tabell 3) gir grunnlag for å peke ut en rekke økokliner der bedre utnyttelse av artsinformasjon vil kunne gi et vesentlig mer presist kartleggingsresultat.

(2) *Mangler ved kartleggingsinstruksen.* Kartleggerne sjøl tillegger mangler ved kartleggingsinstruksen som sådan (spørsmål A10–12) 'noen betydning' (spørsmål A10 om mosaikkfigurer) eller 'liten betydning' (de andre spørsmålene) for presisjonen i de parallelle naturtypekartene. Analysen av parallelle naturtypekart viser imidlertid stor inkonsistens mellom kartleggerne med hensyn til bruken av mosaikkfigurer; med ME som det mest ekstreme tilfellet der den ene kartleggeren utfigurerte 94,9 % av det kartlagte arealet som enhetlige figurer, mens den andre kartleggeren utfigurerte 74,2 % av arealet som mosaikkfigurer. Også i andre områder varierte bruken av mosaikkfigurer mye mellom kartleggerne (se Tabell 3). Typiske eksempler på forskjeller i tolkning av kriteriene for utfigurering av mosaikkfigurer er utfigureringen av flekker av driftvoll (S3) i områder dominert av stein-, grus- og sandstrand (S6) og strandeng og strandsump (S7) (P1) og utfigureringen i områder med mye nakent berg (T20) i mosaikk med kulturmarkseng (T4), kystlynghei (T5) og åpen grunnlendt naturmark (T25) (se P8, P11, BV4). Erfaringene fra parallellkartleggingen i 2010 gir dessuten mange konkrete innspill til hvordan kartleggingsinstruksen kan og bør presiseres. Ett eksempel er at kartleggingsinstruksen burde inneholdt et punkt om at åpen grunnlendt naturmark (T25) ikke skal utfigureres mellom kulturmarkseng (T4) og nakent berg (T20) (se over), et annet eksempel er at klarere kriterier for hvilke områder som ikke skal kartlegges, ville redusert sjansen for at noen områder bare ble kartlagt av én kartlegger (jf. BV 1). Alle disse eksemplene viser at det er behov for betydelig oppgradering av instruksen for kartlegging etter NiN. Rettesnoren for det videre arbeidet med NiN som naturtypekartleggingssystem bør være at kartleggingsinstruksen skal være et dokument som på en mest mulig presis og poengtert måte sammenfatter viktige utfigureringsregler og kartleggerens erfaringer fra praktisk bruk av systemet.

(3) *Tidsnød under feltarbeidet.* Tidsnød under feltarbeidet kommer ut som den viktigste enkeltårsaken til redusert presisjon i parallelle naturtypekart i spørreundersøkelsen (mediansvar 4,5 på spørsmål A16; se Tabell 8), men kartleggerne er ikke samstemte om dette (svarene varierer fra 'noen betydning' til 'stor betydning'). Kommentarene til spørsmålet om tidsnød spriker mye, men bekrefter resultatene av analysen av naturtypekartene som indikerer at tidsnød ikke var et problem i områder som var 'enkle', det vil si som var lett tilgjengelige, med topografisk variasjon på en relativt grov romlig skala ('rolig landskap') og uten den fin-skala variasjonen i menneskepåvirkning (utnyttelse til jordbruksformål) som preger 'tradisjonelle jordbrukslandskap'. I 'komplekse' områder opplevde imidlertid kartleggerne tidsnød som et betydelig problem. Det faktum at variasjonen i tid allokert til feltarbeid i de åtte områdene varierte med en faktor på 2 (fra 30 timer i GJ til 60 timer i BV) mens gjennomsnittlig antall naturtypefigurer varierte med en faktor på over 5 (fra 96 i LU til 501 i BV) viser at variasjonen i kompleksitet mellom områdene ble undervurdert når tidsressursene ble fordelt. Dette er en viktig erfaring, som både er relevant for det videre arbeidet med utvikling av NiN som naturkartleggingssystem og for naturkartlegging mer generelt. Det er all grunn til å tro at tidsnød under feltarbeidet er en viktig årsak til redusert kvalitet i naturkartlegging, uansett kartleggingens formål.

Til tross for at de fleste kartleggerne opplevde tidspress under feltarbeidet som en viktig årsak til redusert presisjon i kartene de produserte, gir ikke analysen av kartleggingsresultatene mange klare indikasjoner på at mangel på tid i felt virkelig er en viktig årsak til redusert kartpresisjon. Den klareste indikasjonen på at mangel på tid har hatt betydning, er at det i områder med mange små 'øyer' av mindre vanlige naturtyper i en matrix der én naturtype dominerer ofte er stor variasjon mellom kartleggerne med hensyn til hvor mange slike 'øyer' de utfigurerer og hvor de plasserer 'sine øyer'. Gode eksempler på dette er utfigureringen av myrer omgitt av fastmarksskogsmark (T23) i JO (JO1) og til dels også i GJ (GJ1) og BL (BL1), og utfigureringen av nakent berg (T20) i JO og LU (JO2, LU2).

Det er sannsynlig, men ikke etterprøvbart, at tidsnød var en viktig generell medvirkende årsak til redusert presisjon i kartene, for eksempel ved å redusere bruken av GPS i utfigureringen av, og grensetrekkingen mellom, naturtypefigurer i felt. Særlig er det grunn til å tro at tidsnød var en viktig faktor i de komplekse kartleggingsområdene. En totalvurdering av materialet (analyse av kart og kartleggerens erfaringer) gir imidlertid ikke grunn til å anta at tidsnød var tilnærmelesvis så viktig som mangler ved NiN-dokumentasjonen og kartleggerens kjennskap til denne, og mangler ved kartleggingsinstruksen.

(4) *Naturens egne egenskaper,* først og fremst gradvis variasjon mellom kartleggingsenheter, framholdes ofte som en viktig årsak til redusert presisjon i naturtypekart (Küchler 1988, Pancer-Koteja et al. 2009). Kartleggerens vurdering (jf. spørreundersøkelsen, svaret 'nokså stor betydning' på spørsmål A1, samt en lang rekke kommentarer til mange ulike spørsmål; se Vedlegg 6) samsvarer med denne oppfatningen, og flere resultater fra analyse av naturtypekartene illustrerer at naturens egenskaper er viktig. For eksempel kan dårligere overensstemmelse mellom parallelle kart i mer 'komplekse' områder som SV, ME og BV enn i 'enkle' områder som GJ, JO og LU forklares av at en langt større arealandel i 'komplekse områder' utgjøres

av grensesoner enn i 'enkle' områder (jf. P13, P14, GR4). En tilsvarende forklaring har også gyldighet for observasjonen at overensstemmelsen i avgrensning av figurer for naturtyper som opptrer som små figurer er lavere enn for naturtyper som vanligvis opptrer som større figurer ('kantsonen' utgjør en større andel av arealet av en liten figur enn av en stor figur). Analysene av kartmaterialet viser dessuten at det er stor variasjon mellom naturtyper med hensyn til hvor lett det er å utfigurere dem presist; hovedtyper som ofte blir utfigurert presist er kunstmarkstypene konstruert fastmark (T2) og åker og kunstmarkseng (T3) som er skapt av inngrep og derfor ofte er skarpt avgrenset fra inngrepsfrie områder omkring. Forsøket med parallell naturtypekartlegging etter NiN sommeren 2010 gir ikke grunnlag for å spekulere på hvor stor relativ betydning gradvis variasjon i seg sjøl har som kilde til redusert kartleggingspresisjon, og hvor mye mer presise naturtypekartene kan bli dersom avgrensningskriteriene og andre viktige punkter i kartleggingsinstruksen forbedres vesentlig og kalibreringen mellom og opplæringen av kartleggere profesjonaliseres. Dette vil bare nye tester i framtida kunne gi svar på.

(5) *Den menneskelige faktor* vurderes av kartleggerne som lite betydningsfull i seg sjøl (spørsmål A17). Resultatene av den parallele kartleggingen gir ikke godt grunnlag for å vurdere betydningen av den menneskelige faktor. Naturtypekartene over de mest komplekse kartleggingsområdene (Fig. 2, 12 og 14) viser imidlertid at det er så store utfordringer knyttet til naturtypekartlegging i slike områder (disse er drøftet under punktene 1 og 4) at den menneskelige faktor sannsynligvis vil spille en rolle uansett om alle andre forhold som påvirker naturtypekartenes presisjon optimaliseres. Hvor stort 'restbidrag' den menneskelige faktor vil gi til redusert kartpresisjon vil bare framtidige tester kunne gi svar på.

(6) *Unøyaktighet ved georeferering og andre aspekter ved praktisk kartlegging i felt.* Spørreundersøkelsen antyder at kartgrunnlag og flybilder kan ha 'noen betydning' (spørsmål A9#3) for kartpresisjonen, og på spørsmål A14 om betydningen av unøyaktighet i georefereringen svarer kartleggerne at dette har 'liten til noen betydning'. Alle kartene som identifiserer områder kartlagt til ulik hovedtype (Fig. 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13 og 15) inneholder lange, smale røde figurer. Unøyaktigheter ved georeferering kan være en medvirkende årsak til et slikt mønster, men materialet gir ikke grunnlag for å skille denne årsaken fra upresise avgrensningskriterier og gradvis variasjon.

(7) *Problemer ved bruk av NiN-systemet som sådan til kartlegging i målestokk 1:5 000* rangeres av kartleggerne som minst viktig blant de aktuelle årsakene til manglende presisjon i naturtypekartene (spørsmål A2–A3: 'uten' eller 'liten betydning'), og kommentarene til konkrete spørsmål i spørsmålsgruppe E inneholder få konkrete forslag til forbedringer av systemet *som sådan*. Heller ikke analysen av parallele naturtypekart gir indikasjoner på systematiske feil eller mangler ved systemet.

4.3 Konklusjoner om hvordan NiN bør videreutvikles som naturtypekartleggingssystem

Uprøvingen av NiN versjon 1 som feltkartleggingssystem identifiserer to forbedringsområder som klart viktigst for at naturtypekartlegging etter NiN-systemet skal bli mer presis; *videreutvikling av NiN-dokumentasjonen* og *heving av kartleggenes NiN-kompetanse*. Fire av spørsmålene i spørreundersøkelsen om hvor sterkt ulike oppgaver bør prioriteres (spørsmålgruppe D; se kapittel 3.2.2) ble besvart med 'høyt', og alle disse fire beskriver forhold som hører inn under disse to temaene. Analysene av parallele naturtypekart peker også entydig ut disse områdene som viktigst. Spørreundersøkelsen understreker at det er behov for videreutvikling av NiN-dokumentasjonen i flere retninger; det er behov for bedre (mer presise og poengterte) beskrivelser av hovedtypene, NiN-dokumentasjonen bør suppleres med beskrivelser av grunntyper som inneholder standardiserte eksempler og kobles opp til en referansedatabase, og arter må knyttes til naturtypebeskrivelsene. Funksjonaliteten i Naturtypebasen må forbedres, og utarbeidelse av en oversettelsesnøkkel fra Fremstad (1997) er klart ønskelig. Kartleggerne sier imidlertid klart fra at ikke engang alt dette vil være tilstrekkelig. Versjon 1 av NiN inneholder mer enn 1000 sider dokumentasjon, mye mer enn en kartlegger kan forholde seg til ved praktisk naturkartlegging i felt. Tilrettelegging av informasjon spesifikt for kartleggere, i form av oversikter over viktige, mest mulig poengterte avgrensningskriterier er derfor avgjørende viktig. Dessuten viser uttestingen av NiN at også erfarne kartleggere oppfatter samme natur ulikt dersom de ikke er oppvurd til en felles forståelse av naturtypebegrepene. Heving av kartleggenes NiN-kompetanse må inkludere innblikk i det teoretiske grunnlaget som NiN bygger på, men erfaringene fra 2010 tyder på at den viktigste delen av arbeidet med kalibrering mellom kartleggere og kompetanseheving vil måtte foregå i felten, i form av feltobservasjoner og kartleggingstrening. De åtte områdene som det nå finnes parallele naturtypekart for vil ha stor potensiell nytteverdi som 'case studies' til bruk i slik feltundervisning.

Uprøvingen av NiN som kartleggingssystem viser at arbeidet med å utvikle en mer presis (fullstendig) instruks for kartlegging etter NiN må fortsette. Resultatene av kartanalysene indikerer at klarere regler

for utfigurering av mosaikkfigurer er viktigere enn utvikling av nye og bedre teknologiske verktøy, som for eksempel et digitalt kartleggingsverktøy med funksjonalitet for innlasting av grunnlagsinformasjon (ortofoto/flybilder/kart, NiN-dokumentasjonen), utfigurering og registrering av figuregenskaper og med integrert GPS.

Parallelt med tilretteleggingen av NiN for naturtypekartlegging må NiN kontinuerlig utvikles og oppgraderes, som typeinndelingssystem og som beskrivelsessystem for naturvariasjon. Sjøl om utprøvingen av NiN som kartleggingssystem i 2010 ikke identifiserte mange 'hull' i systemet, har bruken av NiN etter at versjon 1.0 av systemet ble lansert høsten 2009 avslørt flere områder der det er behov for oppgradering. Dette gjelder for eksempel natursystem-inndelingen av saltvannssystemer der omfattende marin kartlegging, blant annet gjennom MAREANO-programmet, har tilført mye ny kunnskap; behovet for mer nyansert tilstandsbeskrivelse som er avdekket under arbeidet med utvikling av et opplegg for evaluering av bevaringsmåloppnåelse i verneområder; og behovet for videreutvikling av typeinndelingen på landskapsnivået for å fange opp landskapsvariasjon på finere romlige skalaer, som grunnlag for landskapskartlegging (Simensen & Uttakleiv 2011).

Hovedformålet med å prøve ut NiN som naturtypekartleggingssystem var å identifisere årsaker til at naturtypekart ikke blir presise, og å foreslå tiltak for å bedre kartleggingspresisjonen. Langt på veg gir undersøkelsen klare svar og grunnlag for like klare anbefalinger om vegen videre. Men resultatene av undersøkelsen har også implikasjoner utover NiN og hvordan NiN kan forbedres. De gir et klart signal til brukerne av naturtypekart om at kompleksiteten i naturen gjør kartlegging av natur til en svært vanskelig oppgave, ikke minst fordi det ofte ikke finnes entydige svar. God naturtypekartlegging vil alltid kreve betydelige kunnskaper og grundig arbeid i felt, og vil derfor måtte være arbeidsintensivt og ressurskrevende. De kravene naturkompleksiteten stiller til brukerens kompetanse må heller ikke undervurderes.

Referanser

- Anonym, 2007. Kartlegging av Naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. 2. utgave 2006, oppdatert 2007. – DN-Håndbok 13. (<http://www.dirnat.no/>)
- Bernhardt-Römermann, M., Kudernatsch, T., Pfadenhauer, J., Kirchner, M., Jakobi, G. & Fischer, A. 2007. Long-term effects of nitrogen deposition on vegetation in a deciduous forest near Munich, Germany. – *Appl. Veg. Sci.* 10: 399-406.
- Bray, J.R. & Curtis, J.T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. – *Ecol. Monogr.* 27: 327-349.
- Brown, G.S., Rettie, W.J. & Mallory, F.F. 2006. Application of a variance decomposition method to compare satellite and aerial inventory data: a tool for evaluating wildlife-habitat relationships. – *J. appl. Ecol.* 43: 173-184.
- Bryn, A. 2006. Vegetation mapping in Norway and a scenario for vegetation changes in a mountain district. – *Geogr. pol.* 79: 42-64.
- Bär, A., Carlsen, T.H. & Hatten, L. 2008. Vegetasjonskartlegging av Bliksvær naturreservat. – *Bioforsk Rapp.* 123: 1-38.
- Dobrowski, S.Z., Safford, H., D., Cheng, Y.B. & Ustin, S.L. 2008. Mapping mountain vegetation using species distribution modeling, image-based texture analysis, and object-based classification. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 499-508.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelser for regionene Nord-Helgeland og Salten. – *Økoforsk Rapp.* 1988: 2B: 1-418.
- Erikstad, L., Bakkestuen, V., Hanssen, F., Stabbetorp, O.E., Evju, M. & Arrestad, P.A. 2009. Evaluering av landsdekkende satellittbasert vegetasjonskart. – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 448: 1-77.
- Evju, M., Mysterud, A., Austrheim, G. & Økland, R.H. 2006. Selecting herb species and traits as indicators of sheep grazing pressure in a Norwegian alpine habitat. – *Écoscience* 13: 459-468.
- Faber-Langendoen, D., Aaseng, N., Hop, K., Lew-Smith, M. & Drake, J. 2007. Vegetation classification, mapping, and monitoring at Voyageurs National Park, Minnesota: an application of the U.S. National Vegetation Classification. – *Appl. Veg. Sci.* 10: 361-374.
- Faith, D.P., Minchin, P.R. & Belbin, L. 1987. Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. – *Vegetatio* 69: 57-68.
- Faliński, J.B. 1994. Comparison of the maps and general experiences in the vegetation cartography. – *Phytocoenosis* 6: Suppl. cartogr. geobot. 4: 91-104.
- Foody, G.M. 2002. Status of land cover classification accuracy assessment. – *Remote Sensing Environm.* 80: 185-201.

- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte 12: 1-279.
- Greco, S., Petriccione, B. & Pignatti, F. 1994. Vegetation mapping: numerical comparative study of six maps of Białowieża forest. – *Phytocoenosis* 6: Suppl. cartogr. geobot. 4: 105-113.
- Groom, G., Múcher, C.A., Ihse, M. & Wrba, T. 2006. Remote sensing in landscape ecology: experiences and perspectives in a European context. – *Landscape Ecol.* 21: 391-408.
- Halvorsen, R. 2008. Faglig grunnlag for en helhetlig nasjonal plan for overvåking av naturmangfold og rollen til Naturtyper i Norge. – Naturtyper Norge Bakgrunnsdok. 7 (versjon 0.1): 1-57.
- Halvorsen, R. 2009. Begrepsapparat for vanntilgang: vannmetning, kildevannspåvirkning og torvdannelse. – Naturtyper Norge (NiN) versjon 1 [1.0] Artikkel 13: 1-6. (www.artsdatabanken.no)
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge (NiN) – teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – Naturtyper Norge (NiN) versjon 1 [1.0] Artikkel 1: 1-211. (www.artsdatabanken.no)
- Küchler, A.W. 1988. Boundaries, transitions and continua. – *Handb. Veg. Sci.* 10: 105-110.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Pancer-Koteja, E., Szwagryk, J. & Guzik, M. 2009. Quantitative estimation of vegetation changes by comparing two vegetation maps. – *Plant Ecol.* 205: 139-154.
- Powell, R.L., Matzke, N., de Souza, C., Clark, M., Numata, I., Hess, L.L. & Roberts, D.A. 2004. Sources of error in accuracy assessment of thematic land-cover maps in the Brazilian Amazon. – *Remote Sensing Environm.* 90: 221-234.
- Rekdal, Y. & Larsson, J.Y. 2005. Veiledning i vegetasjonskartlegging M 1:20 000 – 50 000. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2005: 5: 1-108.
- Sanders, M.E., Dirke, G.M. & Slim, P.A. 2004. Objectifying thematic, spatial and temporal aspects of vegetation mapping for monitoring. – *Comm. Ecol.* 5: 81-91.
- Shao, G. & Wu, J. 2008. On the accuracy of landscape pattern analysis using remote sensing data. – *Landscape Ecol.* 23: 505-511.
- Simensen, T. & Uttakleiv, L.A. 2011. Metodikk og strategi for landskapskartlegging i Norge. Forprosjekt. – Sweco & Aurland naturverkstad, Trondheim.
- Simpson, E.H. 1949. Measurement of diversity. – *Nature* 163: 688.
- Smits, P.C., Dellepiane, S.G. & Schowengerdt, R.A. 1999. Quality assessment of image classification algorithms for land-cover mapping: a review and a proposal for a cost-based approach. – *Int. J. remote Sensing* 20: 1461-1486.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2005. Nasjonalt arealregnskap – utprøving i fjellet i Hedmark. – *Kart Plan* 65: 238-245.
- Thompson, S.D. & Gergel, S.E. 2008. Conservation implications of mapping rare ecosystems using high spatial resolution imagery: recommendations for heterogeneous and fragmented landscapes. – *Landscape Ecol.* 23: 1023-1037.
- Thuiller, W., Araújo, M.B. & Lavorel, S. 2004. Do we need landcover data to model species distributions in Europe? – *J. Biogeogr.* 31: 353-361.
- Xie, Y., Sha, Z. & Yu, M. 2008. Remote sensing imagery in vegetation mapping: a review. – *J. Pl. Ecol.* 1: 9-23.

Vedlegg 1 Instruks for kartlegging av 8 flater etter NiN versjon 1.0 sommeren 2010 i NatTOv-prosjektet

Innledning

Denne versjonen av kartleggingsinstruksen (datert 28. mai 2010) er fullstendig omdisponert i forhold til tidligere versjoner, og oppdatert i forhold med erfaringer gjort under kartleggersamlingen på Hvaler 10.-12. mai. I stedet for å være en kommentert versjon av *grunnversjonen* for naturtypekartlegging etter NiN versjon 1.0 (se **Artikkel 1** kapittel **F1**), er instruksen nå omdisponert. Den inneholder eksplisitte kartleggingsregler for *NatTOv-versjonen* av kartleggingsreglene, samt eksplisitt påpeking av avvik fra grunnversjonen. Begrunnelser for reglene i grunnversjonen er ikke vektlagt (henvisninger til disse, som finnes i **Artikkel 1: F1** og øvrig NiN-dokumentasjon, er gitt), mens avvik fra grunnversjonen er begrunnet og kommentert.

NiN er laget som et fleksibelt system for å beskrive naturvariasjon, med åpning for stor grad av brukertilpasning. NatTOv-versjonen for kartlegging etter NiN versjon 1.0 er én blant uendelig mange mulige måter å operasjonalisere NiN som kartleggingssystem.

Prinsippene som NiN baserer seg på, er sammenfattet i **Artikkel 1**. Denne artikkelen inneholder også en fylldig forklaring av generelle begreper (**Artikkel 1: Vedlegg 1**) og oversikter over alle typer (Vedlegg 2) og kilder til variasjon (Vedlegg 3). Dokumentasjonen av NiN versjon 1, inkludert nøkler til og beskrivelser av hovedtypegrupper og hovedtyper, samt avgrensningskommentarer og 'økoklindigrammer' finnes på www.artsdatabanken.no/naturtyper. På grunntypenivå finnes beskrivelser bare for natursystem-hovedtypen kulturmarkseng. Med få inntak, blir ikke innholdet i NiN-dokumentasjonen gjentatt i denne instruksen.

Dokumentasjonen for typene i NiN versjon 1.0 er mangelfull i mange henseender. Med tanke på praktisk kartlegging, vil mangelen på konkrete kriterier for å skille trinnene langs mange viktige lokale basisøkokliner (og, dermed, for å skille grunntyper), være en viktig kilde til redusert kartleggingspresisjon. NiN-dokumentasjonen inneholder i en del tilfeller angivelser av grenseverdier for fysiske/kjemiske variabler, men slike kriterier kan naturligvis ikke brukes i praktisk kartlegging. En langsiktig målsetting er at det blir utarbeidet tabeller som oppsummerer hvordan viktige arter (som kan brukes som skillearter) fordeler seg langs de viktigste lokale basisøkoklinene. Slike tabeller er hittil bare laget for natursystem-hovedtypene kulturmarkseng (T4) og fastmarksskogsmark (T23). Disse tabellene viser fordelingen av svært mange arter langs viktige lokale basisøkokliner som kalkinnhold (KA), vannmetning (VM) og uttørkingsfare (UF). Tabellene kan brukes som utgangspunkt ved plassering til grunntype også i andre hovedtyper som er oppdelt på grunnlag av de samme økoklinene. Med unntak for delingen i trinnene 2 kalkfattig og 3 moderat kalkfattig, er trinnene langs kalkinnhold (KA) de samme som blir brukt ved inndeling av myr i vegetasjonstyper (Moen, div. arbeider; Fremstad 1997). De store tabellene i Fremstad (1997: 106–109) over arters fordeling langs viktige gradienter i våtmarkssystemer skal derfor legges til grunn ved karakterisering av myr til hovedtype [skillet mellom åpen myrflate (V6) og flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7)] og grunntyper innenfor hovedtypene.

Fremstad (1997) inneholder lister over skillearter mellom og karakteristiske arter for sine vegetasjonstyper. I de tilfellene der vegetasjonstyper hos Fremstad svarer direkte til grunntyper eller hovedtyper i NiN versjon 1.0, kan disse artslistene være til hjelp ved kartleggingen etter NiN-systemet. Det finnes ingen oversettelsesnøkkel mellom Fremstad (1997) og NiN versjon 1.0, men den detaljerte nøkkelen for oversettelse mellom DN's naturtypekartleggingshåndbøker 13 (og 19) og NiN versjon 1.0 (nedlastbar fra førstesiden i Naturtypebasen) er også direkte relevant for oversettelse fra Fremstad (1997), fordi typeinndelingen i DN's kartleggingshåndbøker svært ofte tar direkte utgangspunkt i Fremstad (1997).

Kartleggingen basert på NiN versjon 1.0 som blir utført innenfor NatTOv-prosjektet sommeren 2010 har tre hovedformål: (1) å prøve ut NiN som naturtypekartleggingssystem i åtte områder á 1 km² som til sammen utspenner stor del av variasjonen i norsk natur, med sikte på å lage en prioritert liste over nødvendige endringer og tilpasninger som bør foretas før NiN-systemet tas i bruk for kartlegging i større omfang; (2) å etablere en infrastruktur for uttesting av fjernmålingsmetoders evne til å identifisere ulike naturtyper; (3) å etablere en infrastruktur for uttesting av metodikk for overvåking av naturtyper i Norge.

Tidsfordeling

I henhold til prosjektbudsjettet, er det avsatt 550 timer til hvert kartleggingsteam for feltarbeid. Denne tiden skal dekke reise og kartlegging av flater (1 km²) og storflater (9 km²).

Tida skal i store trekk fordeles slik på ulike oppgaver:

Reisetid: 80 t

Feltarbeid (inkl. reisetid til/fra bosted-felt): 470 t

Til hver kartlegger 10 t ekstra 'innkjøringstid' til første flate, til sammen 30 t

Til 1 km² flater: 350 t

Til 9 km² flater: 90 t

Hver kartlegger skal registrere hvor mange timer effektiv kartleggingstid som ble utført i hvert område (det vil si tid i felt minus gangtid inn til kartleggingen starter, pauser etc.).

Kartlegging av 1 km²-flatene gjøres parallelt av de to teamene, mens de 8 øvrige 1 km²-flatene som utgjør storflata, kartlegges med hensyn på spesifikke naturtyper (se Vedlegg 5).

A Kartleggingsmålestokk og kartleggingsmetode

1. Kartleggingen skal resultere i et naturtypekart i målestokk 1:5 000 for hver av de åtte flatene á 1 km som skal kartlegges.
2. Grunnlagsmaterialet for feltarbeidet skal være flybilder/ortofoto med arealenheter utfigurert på basis av AR5, kopiert i målestokk 1:1 000, forsynt med et rutenett med 10 m maskevidde.
3. Feltarbeidet skal gjøres av to kartleggere som arbeider helt uavhengig av hverandre, men som arbeider med utgangspunkt i samme grunnlagsmateriale.
4. Et forhåndsfastsatt antall effektive arbeidstimer (bestemt på grunnlag av en ekspertvurdering av den aktuelle flatas kompleksitet) skal benyttes av hver kartlegger på hver flate.
5. (Nye begreper) Naturtypekartet skal inneholde *naturtypefigurer*, som kan være av tre typer:
 - a. *Flateelement* (F), som tegnes inn på kartet som et polygon (todimensjonal struktur). For å avgrenses som flateelement, må en naturtypefigur ha et areal større enn 100 m² (over 500 m² i skog).
 - b. *Linjeelement* (L) som tegnes inn på kartet som ei linje (endimensjonal struktur). For å avgrenses som linjeelement, må en naturtypefigur ha en bredde som ikke overstiger 5 m.
 - c. *Punktelement* (P) som tegnes inn på kartet som et punkt (nulldimensjonal struktur). Alle naturtypefigurer som etter kriteriene skal utfigureres, men som verken tilfredsstiller kravene til flate- eller linjeelement, skal markeres som punktelement.

I egenskapsskjemaet angis *figurtype* i kolonna merket T. T kan ha verdiene F, L og P.
6. I hver flate skal *naturtypefigurene* (se punkt 5 for definisjon av ulike typer naturtypefigurer) nummeres fortløpende og typetilhørighet og egenskaper skal noteres i et egenskapsskjema (se Vedlegg 2).
Ett eksempel på naturtypekart med tilhørende egenskapsskjema for 100×200 m i Ørekroken, Hvaler, er gitt i Vedlegg 4.

B Naturtypenivå og generaliseringsnivå

1. I utgangspunktet er det grunntyper på natursystem-nivået, innenfor natursystem-hovedtypegruppene fjæresonesystemer (S), våtmarkssystemer (V) og fastmarkssystemer (T), som skal kartlegges.
Merk: Nedre grense for fjæresonen (normalt fjærenivå) skal markeres på kartet. Kartfestingen av fjæresonens nedre grense blir sannsynligvis mest mulig nøyaktig om fjæremålet kartfestes ved lavvann).
2. Natur som tilhører hovedtypegruppe ferskvannssystemer (F) skal kartlegges på landskapsdel-nivået, det vil si til de to hovedtypene elveløp (1) og innsjø (2) med grunntyper. Merknader:
 - a. I tillegg til grunntypene som er beskrevet i NiN versjon 1, skal inkluderes grunntyper 0 for vannforekomster som overveiende består av konstruert ferskvannsbunn (F1).
 - b. I NiN versjon 1.0 mangler innsjø en grunntype, [9] kalkhumussjø. Denne inkluderes ved eventuelt behov.

Merk at grensa mellom ferskvannsforekomster og land (våtmark/fastmark) går ved oversvømming 50% av tida. I en dam som tørker ut om sommeren, hører den delen av dammen som er vanddekt 50 % av tida til ferskvannssystemer, resten hører til fastmarkssystemer. Mens ferskvannsforekomster,

oppfattet som landformer, også omfatter landstrand-delen av flomsonen, skal ferskvannsforekomster ved kartleggingen avgrenses ved grensa mellom vann- og landstrand, mens flommarkstypene registreres som natursystem-naturtypefigurer når de tilfredsstiller kravet til minimumsstørrelse.

3. Natursystem-grunntypen konstruert fastmark (T2) grunntypen [29] kraft- og ledningsgate skal ikke benyttes. Arealer med kraftgater skal i stedet typifiseres som den natur-, kultur- eller kunstmarkstypen som markeegenskapene tilsier.
4. Innenfor landskapsdel-naturtypefigurer for vannforekomster skal eufotisk ferskvannsbunn (F7), grunntyper for helofyttsump ([5] helofyttsump og [6] helofytt-kalksump), skilles ut.
5. Natur som hører til hovedtypegruppe saltvannssystemer (M) skal bare utfigureres som en samlet natursystem-hovedtypefigur, med unntak for at landskapsdel-hovedtypen fjæresone-sjø (3) med grunntyper skal kartlegges (se F1c punkt 2/c/i for kommentar).

Naturtyper som skal totalkartlegges i ei 25 km²-flate (dette ble før feltarbeidet startet endret til 9 km²) med 1 km²-flata i sentrum er gitt i Vedlegg 5. En oversikt over alle hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper som er relevant for kartlegging i NatTOv sommeren 2010 er gitt i et Vedlegg 7 til den originale kartleggingsinstruksen, men er ikke inkludert i denne rapporten. Økoklindigrammer for de viktigste av hovedtypene, som er gitt i Vedlegg 8 til den originale kartleggingsinstruksen, er heller ikke gjentatt i denne rapporten.

C Mosaikkfigurer

1. (F1c punkt 5) Et område som inneholder flekker (patcher) av ulike grunntyper (bunn/marktyper) som hver for seg har arealdekning under minstearealet for den aktuelle typen, men som dekker over 10% av det aktuelle området, skal kartlegges som en **mosaikk** av to eller flere naturtyper.
Kommentar: Mosaikker er særlig relevante for beskrivelse av arealenheter av åpen myrflate, som gjerne har en karakteristisk alternering mellom tuer, fastmatter og mykmatter [trinn langs vannmetning: vannmetning av marka (VM-A)], for lavalpin natur med flekkvis alternering mellom fjellhei og tundra og snøleie, og for alle fastmarkssystemer med veksling mellom små flekker av uttøringsfare (UF) trinn 1 veldrenert mark og trinn 2 fuktmark.
2. Mosaikkfigurer typebetegnes ('Naturtype' i egenskapsskjemaet, Vedlegg 2) med kodene for elementene i mosaikken, skilt av loddrett strek. Mosaikkandeler angis som antallet tideler av figuren som utgjøres av hver av enkelttypene; f.eks. V6-1|V6-2|V6-3*721 for åpen myrflate (V6), ombrogen, med mosaikk mellom tuer, fastmatter og mykmatter i arealforholdet 7:2:1.
3. Angivelse av tresjiktstilstand og dominans i mosaikkfigurer skal gjøres for det tresatte arealet, det vil si med fratrekk for den deelen av arealenheten som utgjøres av typer for åpen mark. I en mosaikk av lavskog, åpen grunnlendt naturmark og nakent berg skal derfor f.eks. TT angis som 5-x der x er høyeste tresjiktstetthet innenfor figuren, fordi de andre mosaikkelementene pr. definisjon har TT < 5. Angivelse av høyeste og laveste TT skal forholde seg til en arealenheter som svarer til minstestørrelsen for den aktuelle typen, det vil si 500 m² i skogsmark.

D Bruken av beskrivelsessystemet

1. Andre lokale basisøkokliner skal, med ett unntak, ikke angis (det er naturligvis åpning for å referere til andre lokale basisøkokliner i kommentarfeltet i egenskapsskjemaet, f.eks. å angi kornstørrelse (KO) trinn 4 dominert av middels eller grov sand som egenskap til lågurt-lyngskog (T23-12) for å indikere at dette er en dyneskog).
2. Grunnleggende hevdintensitet (HI) skal angis for alle naturtypefigurer på naturmark som tilhører hovedtyper der denne økoklinen inngår som 'annen lokal basisøkoklin' (se oversikt i Vedlegg 3). Ved kartleggingen angis '2' i kolonna for HI i egenskapsskjemaet dersom naturtypefiguren har preg av trinn 2 svært ekstensiv grunnleggende hevd. Tom HI-kolonne oppfattes som trinn 1 ingen påviselig hevd.
3. Dersom HI = 2, skal også grunnleggende hevdform (HF) angis.
4. For alle naturtypefigurer på naturmark der HI = 2, skal aktuell bruksintensitet (BI) angis (relevante trinn er trinn 2 svært ekstensiv aktuell bruk og trinn 1 ikke i bruk). Tom BI-kolonne oppfattes som trinn 1 ikke i bruk.
5. For naturtyper der tilstandsøkoklinen drenering (DR) er relevant, angis '2' i kolonna for DR i egenskapsskjemaet dersom naturtypefiguren har preg av trinn 2 moderat endret hydrologi. Tom DR-kolonne oppfattes som trinn 1 ingen påviselig hevd.

6. Tresjiktssuksesjonstilstand (TS) skal angis for all skogsmark og bare for skogsmark (ikke for annen skogkledd mark).
7. Sjiktning (SJ) skal angis for alle naturtypefigurer som kan bære skog. Det skilles bare mellom fire trinn, i og med at trinnene Y4–Y9 er slått sammen til trinn Y4* *ikke vekstbegrenset skog*
8. For alle naturtypefigurer på skogsmark eller som bærer skog (SJ trinn Y3 eller Y4), skal angis tresjiktstetthet (TT).
9. For alle naturtypefigurer av åker og kunstmarkseng (T3), kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5), skal gjengroingstilstand (GG) angis.
10. For alle naturtypefigurer av åker og kunstmarkseng (T3), kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5) med gjengroingstilstand (GG) trinn 1 i bruk skal aktuell bruksintensitet (BI) og aktuell bruksform (BF) angis. Relevante trinn for BI er, for kulturmarkseng (T4) og kystlynghei (T5), trinnene 1, 2 og 3; for åker og kunstmarkseng (T3) er alle trinn langs BI relevante. Merk at 'gammeleng', det vil si kunstmarkseng i utvikling mot kulturmarkseng, angis med BI = 3.
11. For alle naturtypefigurer på naturmark der BI = 2, skal aktuell bruksform (BF) angis.
12. Et polygon som inneholder én og bare én naturtype (én grunnstype) eller en mosaikktype, skal ikke deles i flere naturtypefigurer
13. Der som ulike deler kjennetegnes ved ulike trinn langs en kilde til variasjon. Ett Tunntak fra denne regelen er at polygoner som er tydelig delt i åpen mark og skog (f.eks. våtmarksenga ved Gysbu, Otteid, drøftet på kartleggerseminaret), skal deles i to naturtypefigurer som gis samme figurnummer, men betegnes med a (åpen del) og b (skogdel). Angivelse av tilstandskodene SJ og TT gjøres separat for de to naturtypefigurer-delene.
14. Beskrivelsessystemet for dominans (se forklaring til Fig. 1 i Vedlegg 4 i den originale kartleggingsinstruksen, som er ikke inkludert i denne rapporten) skal brukes for all skogsmark og alle andre naturtypefigurer med skog (SJ = Y3, Y4). Mengde '2' (> 50 %) angis med understreking el.l. av koden for dominanten; dominanter uten slik angivelse anses å ha mengde = 1 (25–50 %).

Merk: Vedlegg 4 i den originale kartleggingsinstruksen (som ikke er inkludert i denne rapporten fordi det bare er en direkte sammenstilling av informasjon fra NiN Artikkel 1) inneholder tabeller og figurer som beskriver de relevante trinnene langs de relevante kildene til variasjon.

E Minstestørrelse for naturtypefigurer som skal utfigureres

1. (F1c punkt 1) For at et areal skal utfigureres som naturtypefigur må det i *utgangspunktet* dekke minst 100 m² og ha en største bredde på minst 5 m. En rekke naturtyper med distinkt artssammensetning, betinget av spesielle miljøforhold, dekker imidlertid så små arealer at de ikke vil fanges opp med et minste arealkrav på 100 m², mens andre naturtyper må dekke større arealer for å utgjøre et helhetlig natursystem (for eksempel skogsmark, på grunn av kanteffekter). Det finnes derfor ei liste over unntak (F1c punkt 2), som er gjengitt i punktene nedenfor. Merk at arealkravet refererer seg til et område som kan typifiseres til én og samme hovedtype og én og samme grunnstype innenfor hovedtypen. Området som skal utfigureres, kan i utgangspunktet omfatte ubegrenset variasjon langs variablene som beskriver de kildene til variasjon i det fleksible beskrivelsessystemet som skal brukes ved kartleggingen (men se x2 punkt 5 for et viktig unntak). Således skal et areal kartlegges som *én* figur sjøl om det omfatter variasjon i gjengroingssuksesjonstilstand, tresjiktutvikling eller liknende, men fordelingen av arealandeler på ulike trinn langs disse variablene skal inngå i arealbeskrivelsen av arealenheten. Dette gjøres ved at det, for de aktuelle tilstandsvariablene, for hver figur kan angis flere trinn. Alle trinn som er relevant for minst 10 % av naturtypefigurens totale areal skal angis. Arealfordeling på de relevante trinnene angis på samme måte som for mosaikker (se punkt @: @).
2. (F1c punkt 2a) For hovedtyper av skogsmark er minstearealet 500 m², og største bredde skal være over 10 m. Naturtypefigurer for skogsmark som er omsluttet av kultur- og/eller kunstmark skal imidlertid utfigureres dersom de er større enn det generelle minstearealet på 100 m². Andre skogsmarksområder som ikke tilfredsstiller minstearealkravet (skogholt) skal kartlegges som del av den naturtypefiguren den inngår i.
3. (Nytt punkt) Innenfor en skogsmarksfigur skal flekker mindre enn 500 m² og som tilhører en eller flere av hovedtypene nakent berg (T20), åpen grunnlendt naturmark (T25) eller boreal hei (T26), *ikke* utfigureres som egen naturtypefigur, men inngår som mosaikkelement i skogsmarksfiguren.
4. (F1c punkt 2b) Fjæresonen skal, når dens totale bredde er mindre enn 5 m over en lengde på mer enn 25 m, markeres som et linjeelement som typifiseres til den dominerende hovedtypen langs linja.
5. (F1c punkt 2c) Følgende natursystem-hovedtyper skal kartlegges som punktfigurer når de ikke

tilfredsstiller minstearealkravet:

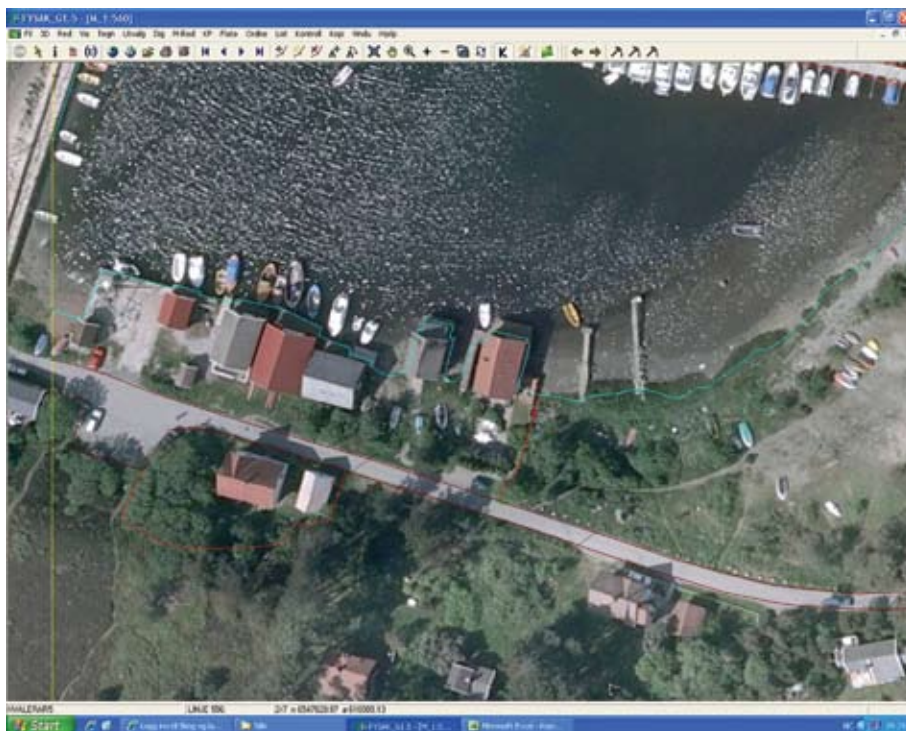
- a. kilder (svak kilde og kildeskogsmark, sterk kaldkilde)
 - b. grotte
 - c. områder preget av naturlig gjødsling (fuglefjell-eng og fugleberg)
 - d. isinnfrysingsmark
6. (F1c punkt 2e) Følgende grunntyper skal kartlegges som punktfigurer (eller flateenheter, jf. skogsmark som har et minsteareal på 500 m²) når de ikke tilfredsstiller minstearealkravet:
 - a. alle grunntyper karakterisert ved tungmetallinnhold (TU) trinn Y2 ultramafisk
 - b. alle slåttemarkstyper, det vil si grunntyper av kulturmarkseng karakterisert ved grunnleggende hevdform (HF) trinn Y1 slått
 - c. (F1c 2/e/i) alle flekker som tilfredsstiller '3/2-kriteriet' for kalkinnhold (KA) trinn 6 kalkmark, uansett areal
 - d. (nytt punkt) alle flekker som tilfredsstiller '3/2-kriteriet' for et trinn langs kalkinnhold (KA) som er minst to trinn høyere ('rikere') enn den 'matrixen' som omgir polygonet
 7. (F1c punkt 2d) Bergvegger (hovedtypen nakent berg, grunntyper for bergvegg) skal kartlegges som linjeelement når de har høyde over 5 m og lengde over 25 m. Dersom høyden er over 10 m fravikes lengdekravet.
 8. (Nytt punkt) Kantsoner for åker og kunstmarkseng (T3) mot annen kunstmark [inkludert konstruert fastmark (T2)] og mot vannforekomster skal utfigureres og kartlegges når de dekker et areal på minst 100 m² og har en største bredde på minst 3 m. Begrunnelsen for dette unntaket er at slike kantsoner er viktige årsaker til variasjon i artssammensetning i et ellers homogent landskap.
 9. (F1c punkt 3, modifisert) Innsjø (2) og fjøresone-sjø (3) skal ha en minstestørrelse på 4 m² for å bli kartlagt.
 10. (F1c punkt 3, modifisert) Elveløp (1) skal utfigureres som flateenhet (avgrenset av to linjer) dersom den gjennomsnittlige bredden er minst 2 m i en lengde av minst 100 m Et elveløp utfigureres som linjeelement (én linje) opp til det øverste punktet der den gjennomsnittlige bredden er minst 0,5 m i en lengde av minst 25 m. Vannløp som krysser grensa for kartleggingsruta må være innenfor ruta i en lengde av 5 m (og tilfredsstille utfigureringskravet når tilstøtende areal tas i betraktning). Grøfter (elveløp med konstruert ferskvannsbunn) utfigureres etter de samme reglene som andre elveløp.
 11. (Nytt punkt) Vegkant (T2-10) skal skilles fra vegbane med fast dekke (T2-9) som egen naturtypefigur når den dekker et areal på minst 100 m² og har en største bredde på minst 3 m. I motsatt fall skal T2-10 inngå i en mosaikkfigur med T2-9.

F Presisering av tolknings- og utfigureringsreglene for spesifikke typer natur

1. (F1b punkt 8) Områder med uklar status som kultur-, kunst- eller naturmark skal typifiseres etter følgende prioriteringsrekkefølge:
 - a. områder med uklar status som kultur-, kunst- eller naturmark (for eksempel tett skog med uavklart hevdhistorie) typifiseres som naturmark
 - b. områder med uklar status som kultur- eller kunstmark typifiseres som kunstmark
2. (Ny presisering) Innenfor et område som er homogent med hensyn til variasjon langs andre viktige økokliner (eller en mosaikk), skal egne *naturtypefigurer* for ulike trinn langs kalkinnhold (KA) i utgangspunktet utfigureres når området kan deles opp i delområder hvorav den ene inneholder og den andre ikke inneholder tilstrekkelig med indikatorer for et gitt trinn langs kalkinnhold (KA). For å kartlegges som en *naturtypefigur* på et gitt trinn langs kalkinnhold (KA), må det kunne avgrenses et polygon med større areal enn minstestørrelsen for hovedtypen, der det i hvert 100 m² delområde forekommer minst tre arter som skiller dette trinnet langs kalkinnhold (KA) fra neste lavere trinn eller to arter hvorav minst en er vanlig (2 på NiNs standard mengdeskala fra 0 til 4; se **Artikkel 1**: Boks 7) eller én art som er konstant. Dette kriteriet for artsforekomst vil bli referert som '**321-kriteriet**'. Eksempel: Det må være 3, 2 eller 1 lågurtindikator(er) i hvert 100 m² delområde innenfor et polygon ('321-kriteriet') for utfigurering av en lågurtskogfigur (T23–4) innenfor en større figur av svak lågurtskog (T23–3).
3. Skillet mellom T2 'grunntypegruppe' B Boligutbyggingsområder, grunntyper [5] forstads- og hagebebyggelse og [6] uregulert bebyggelse trekkes slik at planmessige utbygginger av større områder tilhører grunntype [5] og enkelteiendommer utbygd uten en slik plan tilhører [6]. Merk: Sjøbodbebyggelse kan typifiseres til T2-6 eller til havn (T2-13), areal opparbeidet og/eller tilrettelagt for sjøgående transport (se kart)
4. Grenser mellom naturtypefigurer for konstruert fastmark (T2), grunntypegrupper for utbyggings- og bebyggelsesområder [A, B, C], og omgivende naturmark eller kulturmark, skal trekkes der konstruert

Tabell 3V-1. Definisjoner av T2-5 og T2-6 i NiN-dokumentasjonen.

5	forstads- og hagebybebyggelse	regulert bebyggelse, gjerne med suburbant preg, dominert av mindre boenheter (eneboliger, to- eller firemannsboliger, rekkehus) omgitt av park/hageanlegg
6	uregulert bebyggelse	bebyggelse med ruralt preg, oftest dominert av spredte eneboliger med romslige hager



mark opphører. 'Naturmarksflekker' omgitt av konstruert fastmark på alle kanter kan representere verdifulle naturforekomster i en 'asfaltørken', og skal *konsekvent* utfigureres når de er 100 m² eller større og har en bredde > 5 m. Det gjelder også for skogsmarksfigurer (se punkt E2).

5. Grenseoppgang mellom vegbane med fast dekke (T2-9) og vegkant (T2-10). Bare veger der vegbanen har fast dekke (asfalt, betong, oljegrus) hører til [9]. Kjørespor og grusveger hører ikke til [9]. Definisjonen av vegkant er uklar, men skal tolkes slik at [10] vegkant også omfatter veger uten fast dekke slik definisjonen over krever, men som har konstruert vegbane (og som etter definisjonen derfor er konstruert fastmark). T2-10 inkluderer både vegkanten og 'veglegemet' som mangler fast dekke.
6. Merk: En veg som bare er et kjørespor i terrenget er ingen konstruert fastmark og hører derfor ikke hjemme i T2; en skogsbilveg med oppbygd veglegeme tilhører t"-10 inntil den igjen har blitt skogsmark!
7. Kommentar GG: Dette virker nå i utgangspunktet ganske klart for egen del, men mulig jeg har glemt uklare deler her. Det sentrale er vel at det er konstruert fastmark der formålet har vært å etablere transportårer for kjøretøy, eventuelt også oppholdsplasser for kjøretøy. (En digresjon er riktig nok en del enkle traktorveger som jeg kom over på Fosen, der tilskuddsmidlene hadde gått til grøfting, men det reelle formålet var nettopp var å få traktorveger innover i skogen – dvs dype grøfter på hver side av vegene hele tiden. Dette er vel snakk om et noe sært overgangstilfelle mellom drenering og vegbygging.)
8. Grenseoppgang mellom vegkant (T2-10) og åker- og kunstmarkskant (T3-4). Grensa mellom vegkant (som hører til T2 konstruert fastmark) og T3-4 åker(kant) som ikke er konstruert mark (men som er kunstmark), skal trekkes mellom arealer der bunnen er endra (jord er tatt bort, masse påfylt etc.) i den hensikt å bygge et veglegeme (som tilhører T2) og mark som er pløyd og/eller på annen måte tilrettelagt for dyrking, som tilhører er T3!

9. Grenseoppgang mellom skrotemark (T2-30) og grunntypegrupper for utbyggings- og bebyggelsesområder [A, B, C]. T2 grunntype [7] gårdstun og andre grunntyper i de relevante grunntypegruppene skal fange opp huset, gårdsplassen, plener og andre 'konstruerte elementer' som inngår i eller grenser til det bebygde området (og som ikke er jordbruksmark). Som skrotemark skal typifiseres alle arealer over minstestørrelsen, som ikke grenser til gårdstunet etc., og som er opparbeidet (konstruert fastmark), men som ikke tjener et spesifikt formål [jf. definisjonen av skrotemark; generell betegnelse for ugrasdominert konstruert mark (deponerte finere masser enn sand vil også ofte utvikle seg til skrotemark)].

Vedlegg 2 Registreringsskjema for arealinformasjon

Område: ____ . Kartlegger: ____ . Side: ____ .

[illegible]

Vedlegg 3 Oversikt over naturtyper i NiN versjon 1 som skal kartlegges

Hovedtyper som ikke skal kartlegges er utelatt. Hovedtyper som ikke finnes på det norske fastlandet er også utelatt.

Kode	Gruppe av natursystem-hovedtyper/ landskapsdel (LD)		Kilder til variasjon som skal registreres		
	Kode	Hovedtype	Dominans	Andre lokale basisøk.	Tilstand
M	Saltvannssystemer				
S	Fjæresonesystemer				
	S1	Konstruert bunn og mark i fjæresonen			
	S2	Fjæresone-skogsmark	Alltid	HI; HF (hvis HI = 2)	DR; TS, SJ og TT; BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
	S3	Driftvoll			
	S4	Fjæresone-vannstrand på fast bunn			
	S5	Strandberg			
	S6	Stein-, grus- og sandstrand			
	S7	Strandeng og strandsump		HI; HF (hvis HI = 2)	
F	Ferskvannssystemer				
	F7	Eufotisk ferskvannsbløtbunn (to grunntyper; se punkt B3)		HI; HF (hvis HI = 2)	
V	Våtmarkssystemer				
	V1	Modifisert våtmark	Hvis SJ=Y3,Y4		SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4)
	V2	Nykonstruert våtmark	Hvis SJ=Y3,Y4		SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4)
	V3	Svak kilde og kildeskogsmark	Hvis SJ=Y3,Y4		DR; SJ; TS og TT (hvis SJ=Y3,Y4); BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
	V4	Sterk kaldkilde			DR
	V6	Åpen myrflate		HI; HF (hvis HI = 2)	DR; BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
	V7	Flommyr, myrkant og myrskogsmark	Hvis SJ=Y3,Y4	HI; HF (hvis HI = 2)	DR; SJ; TS og TT (hvis SJ=Y3,Y4); BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
	V9	Arktisk-alpin grunn våtmark			
T	Fastmarkssystemer				
	T1	Snø- og isdekt fastmark			
	T2	Konstruert fastmark	Hvis SJ=Y3,Y4		SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4)
	T3	Åker og kunstmarkseng	Hvis SJ=Y3,Y4		SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4); GG; BI, BF (hvis GG = 1)

T4	Kulturmarkseng	Hvis SJ=Y3,Y4		DR, SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4); GG; BI, BF (hvis GG = 1)
T5	Kystlynghei	Hvis SJ=Y3,Y4		DR, SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4); GG; BI, BF (hvis GG = 1)
T7	Flomskogsmark	Alltid	HI; HF (hvis HI = 2)	DR; TS, SJ og TT; BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T8	Åpen flomfastmark		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T9	Fosseberg			
T10	Fosse-eng		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T11	Breforland og snøavsmeltingsområde	Hvis SJ=Y3,Y4	HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T12	Kystnær grus- og steinmark		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T13	Sanddynemark		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T14	Fugleberg			
T15	Fuglefjell-eng		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T17	Åpen ur og snørasmark		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T18	Åpen skredmark		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T19	Grotte			
T20	Nakent berg			
T22	Blokkmark			
T23	Fastmarksskogsmark	Alltid	HI; HF (hvis HI = 2)	DR; TS, SJ og TT; BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T24	Isinnfrysingsmark		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T25	Åpen grunnlendt naturmark i lavlandet		HI; HF (hvis HI = 2)	
T26	Boreal hei	Hvis SJ=Y3,Y4	HI; HF (hvis HI = 2)	DR; SJ, TT (hvis SJ=Y3,Y4); BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T28	Frostmark og frosttundra			
T29	Fjellhei og tundra		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
T30	Snøleie		HI; HF (hvis HI = 2)	BI (hvis HI = 2); BF (hvis BI = 2)
LD	Landskapsdel			
1	Elveløp			
2	Innsjø			
3	Fjæresone-sjø			

Vedlegg 4 Eksempel på originalkart i 1:1 000 etter feltkartlegging, med tilhørende egenskapsskjema

Innholdet i dette vedlegget er basert på prøvekartlegging i Ørekroken, Hvaler, 2010 05 12, og er et eksempel som ikke gjør krav på pålitelighet. Blå linjer avgrenser det kartlagte området (PL 156, 453-454); gule linjer angir markslagsgrenser etter AR5. Røde linjer angir grenser mellom naturtypefigurer. Tall angir naturtypefigurnumre.



Vedlegg 4 (forts.)

Registreringsskjema for arealinformasjon

 Område: Test. Kartlegger: Rune Halvorsen. Side: 1.

Nr	T	Naturtype	Mosaikk- andeler	HI	HF	DR	TS	SJ	TT	GG	BI	BF	Dom	Kommentarer
1	F	M												
2	F	S6-2												
3	F	T13-1		2	2						1			utgjør enden av ei sone som er mer enn 5 m brei lengre vest
4	F	T13-2		2	2						1			
5	F	T13-3		2	2						1			for en stor del erodert, men angitt som T13-3 og ikke T13-4 fordi erosjonen anses å være slitasjebetinget
6	F	T20-1												
7	F	T13-5		2	2						1			med kratt av vier (B4-1) som dekker < 100 m²
8	F	T23-12 T13-3	*73	2	2		3?	3	5-6		1		A1-1	angivelsen av dominant gjelder skogsmarksdelen av naturtypefiguren (70%); KO = 4 ('sandfurskog', 'dynefurskog'); konstans av <i>Carex arearia</i> over det ufigurerte arealet samt spredt forekomst bl.a. av <i>Fragaria vesca</i> er grunnlaget for typifisering til T23-12 og ikke T23-11.
9	P	LD2-8												vannflateareal ca. 20 m², utfigurert på grunnlag av antakelse av at vannforekomsten er vassfylt > 50 % av tida
10a	F	V7-4		2	2						2	7		det åpne arealet blir regelmessig ryddet for vedvekster
10b	F	V7-4		2	2			3	4	8	1		A2-9	
11	F	T23-12 T13-3 T25-1 T20-1	*6211	2	2		3	3-4	5-8		1		A1-1	
12	F	T23-11 T23-16 T25-1 T20-1 T13-1	*52111	1			3	4	5-8				A1-1	
13	F	T23-21 T23-24 T20-1 T25-1 T25-2	*33211	1			3	4	5-7				A1-1	
14	F	V7-2		1			3	4	7				A1-1	
15	F	T23-16 T23-11	*73	1			3	4	7-8				A1-1	

Vedlegg 5 Naturtyper (hovedtyper med alle grunntyper) og utvalgte grunntyper som skal kartlegges i storflatene (9 km²-flatene)

Kartlegging i storflatene ble utført i de tre områdene SV, GJ og ME. ALS-data er innhentet også for GR, men kartlegging der ble ikke utført.

Flate	Naturtyper	Kommentar
Svarteberget (SV)	V3, V4, V6, V7 T4, T13, T23 [5,10,13,18,23,26], T25[5,6]	kalkskogstyper
Gjeddetjern (GJ)	V3, V4, V6, V7 T4, T23 [4, 5,9, 10,12, 13,17, 18,22, 23,25, 26]	kalk- og lågurtskogstyper
Grimsmoen (GR)	V3, V4, V6, V7 T4, T7, T8, T13, T18, T23 [4, 5,9, 10, 12, 13,17, 18,22, 23,25, 26], T24,	kalk- og lågurtskogstyper
Meling (ME)	V3, V4, V6 [7–15], V7 [3–7] T4, T5 [3–6], T13, T23 [5,10,13,18,23,26]	kalkskogstyper og intermediære og rikere myrer og kystlyngheier

Vedlegg 6 Utfyllende resultater fra spørreundersøkelsen

Tabell 1. Resultater av spørreundersøkelsen om de seks kartleggenes erfaringer fra utprøving av NIN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem. Spørsmålsgruppe A. Generell vurdering av årsaker til reduksjon i presisjon og repetérbarhet i naturtypekartene (i forhold til det som er teoretisk mulig). De 17 spørsmålene skulle besvares med tall på en skala fra 1 til 6 (og x) som følger: 1 – uten betydning, anslagsvis < 1 % av avvik mellom to parallelle kart over samme område skyldes den angitte årsaken; 2 – liten betydning, bidrar 1-3%; 3 – noen betydning, bidrar 3-6%; 4 – nokså stor betydning, bidrar 6-12%; 5 – stor betydning, bidrar 12-25%; 6 – svært stor betydning, bidrar > 25%; x (uvisst), ikke grunnlag for å svare på det aktuelle spørsmålet (ukjent problemstilling eller andre grunner). Respondentene ble anmodet om å utdype svaret dersom svaret på hovedspørsmålet var 3 eller høyere. Spm: spørsmålnummer. Svarstreng: Tallstreng som angir respondentenes svar, ordnet fra lavest til høyest tallverdi. Median angir medianen, det vil si den midtre verdien i ei rekke tall, ordnet etter økende verdi.

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
A16	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>tida som var allokert til kartlegging i felt var for knapp til at jeg fikk gjort mitt beste; her skal du anslå hvor stor andel av den manglende presisjonen i naturtypekartene dine som du tror ville vært unngått dersom du hadde kunnet bruke inntil fire ganger så lang tid i felt (og gitt at alle andre betingelser var uendret i forhold til sommeren 2010)</i>	334555	4,5	– tidsbehov varierte mye mellom områder – avhengig av kompleksiteten i kartleggingsområdet og hvilke naturtyper som inngår – stor forskjell på områdene; for noen områder var tiden OK, mens for andre områder med vanskelig terreng kunne det vært ønskelig med fire ganger så mye tid – med inntil fire ganger så mye tid, så ville jeg hatt mulighet til å gå opp igjen hele feltene opptil flere ganger, og sjekke ut og vurdere det meste på nytt; det hadde sikkert gitt bedre resultater i en del tilfeller – det ekstreme terrenget i JO gjorde at tida ble knapp der, det påvirket kvaliteten i betydelig grad; på de andre flatene jeg kartla hadde tidspress liten betydning – savnet mulighet til å dobbeltsjekke, men tror de fleste figurgransene ville ha vært omtrentlig de samme gitt 4x mer tid, men at noen figurer kunne ha blitt ført til andre typer
A1	Naturens egenskaper i seg sjøl (som ikke noen kartleggingsmetode eller noe naturinndelingssystem kan omgå), f.eks. at det finnes så mye av gradvise overganger i naturen i rom og tid (og at grensetrekking derfor aldri kan bli presis) eller at naturtyper er idealer som bare vil kunne gjenfinnes som mer eller mindre typiske utforminger av	334455	4	– særlig i områder med variert fin.skala mosaikk vil det være umulig å definere noen 'fasit' – vil avhenge av heterogeniteten i miljøforholdene – vil være særlig viktig i skog der overgangene ofte er uskarpe; grensedragningen blir da mer skjønnsmessig

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
A8	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : at jeg <i>ikke hadde anledning til å lære meg NiN-systemet godt nok</i> (teoretisk og praktisk i felt); her skal du anslå hvor stor andel av den manglende presisjonen i naturtypekartene dine som du tror ville vært unngått dersom du hadde kunnet bruke den tida du hadde følt behov for til å sette deg inn i NiN før feltarbeidet (gitt at alle andre betingelser var uendret i forhold til sommeren 2010)	234444	4	– det gikk både raskere og føltes bedre mot slutten av kartleggingen, noe som indikerer at en bedre opplæring ville hatt betydning – kartleggingen ble en læringsprosess; på alle flatene var det sånn at jeg 'så lyset' siste dagen og måtte gå gjennom tvilstilfeller på nytt
A5	At NiN-dokumentasjonen (for versjon 1.0) ikke gjør god nok <i>bruk av arter</i> (indikatorarter) til å karakterisere og skille hovedtyper, grunntyper, trinn langs økokliner etc.	123356	3	– viktig å få på plass kombinasjoner av arter som i praksis må brukes ved kartleggingen; ofte ble nok avgrensninger foretatt med vegetasjonstyper (Fremstad 1997) og egne erfaringer i tankene – mangel på indikatorarter [i dokumentasjonen for NiN] gjør at NiN-systemet føles unødvendig detaljert i forhold til hva det gis forutsetning for å dele inn etter – Artslistene var noe ufullstendige, og jeg var nesten litt negativt overrasket over hvor lite hjelp jeg fikk når jeg forsøkte å benytte dem; det skyldes ikke at listene var dårlige, men at det ofte ikke er tilstrekkelig bare å kjenne artene; en trenger muligens mer kommentarer rundt dem (geografisk variasjon etc.)? Hvordan skal en takle forskjeller i dominans/mengdeforhold? Hvilke arter kan vi stole mye på og hvilke bør vi være mer forsiktige med? Dette kommer jo i noen grad fram av lista vi fikk, men jeg må nok si jeg har likt vegetasjonstypesystemet bedre der, med klarere fordeling av arter, der en lister opp mer samlet de mest relevante artene for hver vegetasjonstype, og dels angir skillearter mot nærstående typer (jfr eksempelvis for myr). Ei eneste lang artsliste gir ikke den oversikten i det minste jeg vanligvis trenger for å få et klart bilde av hvilken naturtype jeg bør plassere et areal innenfor. Det er for lett å bli distraheret av et og annet avvikende artsfunn eller overse enkelte viktige arter i lista. – vil utvilsomt heve kartleggingspresisjonen på sikt, men for utprøvingen i 2010 ville vi uansett ikke hatt tid til å sette oss godt nok inn i en slik dokumentasjon – utfyllende typebeskrivelser ville vært en fordel, men ikke avgjørende for å sette grenser mellom ulike typer – sikkert en fordel, men ville neppe vært til veldig stor hjelp når en allerede har en oppfatning av hva slags naturtype en befinner seg i; viktigere for personer med mindre kunnskap om og erfaring med naturtyper (dvs. at våre svar på dette spørsmålet bør tillegges noe redusert vekt ved framtidige prioriteringer av innsats for forbedring av systemet)
A6	At NiN-dokumentasjonen (for versjon 1.0) ikke inneholder <i>eksempler</i> på hver naturtype, beskrevet på en standard måte med kart, områdebeskrivelse, tekst, bilder og fullstendige artslistes	233336	3	

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
A9	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>uhensiktsmessig kartgrunnlag</i> (uhensiktsmessig målestokk, uskarpe bilder, burde hatt stereoflybilder i stedet etc.)	223344	3	– målestokken 1:1 000 på kartgrunnlaget, som medførte mange kartplott i felt [ei 1 km²-rute ble normalt dekket av 12 A3-ark]: det var upraktisk å bla mellom ulike kartblad og lett å miste oversikten; jeg natar felt-PC vil være enda mer upraktisk i ulendt terreng og i tett skog – behov for stereobilder er størst i skog når flybildene er dårlige; flybildene var håpløst dårlige i LU – uskarpe flybilder i skog økte faren for feil – flybildene fra LU var uskarpe, men jeg tror for store bruk av flyfoto i dette landskapet ville gitt mer unøyaktige kart; i stedet brukte jeg GPS mye – betydningen av dårlige flybilder varierte mellom områdene; betydelig i BL – målestokken OK, men flybildene var av varierende kvalitet og det var tidvis vanskelig å se skiller mellom typer direkte på kartet; da krevdes mye GPS-bruk – lite minsteareal for utfigurering medfører mange mosaikkfigurer – vanskelig å anslå prosentandeler for store figurer; i noen tilfeller vanskelig å bestemme dominerende naturtype – brukte nok i blant mosaikkfigurer for å bote på usikkerhet/uklarhet med hensyn til naturtypetilhørighet – var snarere positivt overrasket over mye som virket greitt lagt opp; det finnes sikkert feil i bruken av mosaikkfigurer, men det skyldes i så tilfelle ikke i første rekke opplegget, men egen evne til å utnytte det – GPS fungerte bra, spesielt i områder med lite trær – veit av erfaring fra andre sammenhenger at GPS i noen tilfeller kan gi feil som ville gitt utslag på kart med den nøyaktigheten vi skulle tegne inn på – unøyaktig GPS medførte betydelig ekstararbeid; særlig påpekt for den kuperte flata JO – det var vanskeligere å bruke GPSen i enda ulendt terreng, bratte lier og kløfter; der stedvis stor usikkerhet ved figuravgrensning – oppdaget ikke feil ved papirkartgrunnlaget – Det er vanskelig å skille dette fra flere av de andre faktorene; manglende egen evne til å få oversikt og klarhet i det faglige er utvilsomt uansett av stor betydning. En annen viktig faktor er utålmodighet og etter hvert manglende konsentrasjonsevne hvis naturen blir for ensformig.
A10	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>113334 kartleggingsinstruksen: uklart hvordan og/eller når det skulle brukes mosaikkfigurer</i>	113334	3	
A14	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>112333 unøyaktighet ved georeferering (at GPS-utstyret var dårligere enn det som er teoretisk mulig, feil og mangler i kartgrunnlaget du brukte i felt etc.). Sammenlikningsgrunnlaget her skal være et kart tegnet på grunnlag av en GPS som ga eksakte koordinater.</i>	112333	2,5	
A17	Den menneskelige faktor ; subjektive feil som 222235 jeg ikke tror jeg ville kunnet unngå å gjøre uansett	222235	2	

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
A11	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>kartleggingsinstruksen: vanskelig å bruke</i> <i>321-kriteriet til å skille ut grunntyper langs</i> <i>økoklinen kalkinnhold (KA)</i>	12246x	2	– økoklinen kalkinnhold var et stort problem, spesielt i sluttet skog med sparsomt feltsjikt – når kalkartene finnes spredt eller svært spredt blir avgrensningen usikker og kalibreringsbehovet større; dette har nok medført noe inkonsekvent typifisering [eks. dvergsnelle i fattig kreklinghei i LU]]
A2	At <i>prinsippene</i> som NIN-systemet bygger på (bruken av økokliner, beskrivelsessystemet, etc.) ikke er optimale for å lage presise naturtypekart	11223x	2	– Det er vel fullt mulig å lage et system som er firkantet nok til å gi helt presise kart, for eksempel utelukkende bruk av visse arter for å trekke grenser, men da kan det samtidig stilles store spørsmålsteget både ved det faglige grunnlaget for et slikt system og forvaltningsrelevansen av det. For å svare på en annen måte: Jeg er ikke kjent med kartleggingssystemer som gir bedre faglig presisjon og som samtidig oppfyller det jeg kjenner til av relevante krav fra forvaltningen.
A12	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>kartleggingsinstruksen: andre uklarheter</i> <i>enn nevnt i A10-A11</i> (for eksempel at andre kriterier var uklare, at den inneholdt for få eksempler etc.)	11223x	2	
A13	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : <i>at jeg ikke hadde lett tilgang til NIN-</i> <i>dokumentasjonen når jeg var ute i felt; her skal</i> <i>du anslå hvor stor andel av den manglende</i> <i>presisjonen i naturtypekartene dine du tror ville</i> <i>vært unngått dersom du hadde blitt utstyrt med</i> <i>en liten felt-PC med tilgang til Naturtypebasen</i> <i>(og gitt at alle andre betingelser var uendret</i> <i>i forhold til sommeren 2010 , det vil si at</i> <i>kartleggingen skulle gjennomføres på den</i> <i>samme tida som du hadde til rådighet)</i>	112223	2	– felt-PC ville vært en stor fordel på regnværsdager, både for presisjon og effektivitet – PC med mulighet til å zoome ut og inn ville ha vært en stor fordel

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
A7	At NiN-dokumentasjonen (for versjon 1.0) mangler annen viktig <i>avgrensningsinformasjon</i> (enn arter)	111236	1,5	– beskrivelsene av naturtypene var for generelle til å være til hjelp ved den praktiske kartleggingen i felt; ved usikkerhet i felt ble ofte dokumentasjonen gjennomgått uten av dette alltid ga klare svar – Dette var den viktigste kilden til svakheter ved kartleggingsarbeidet mitt; ville ønsket en bedre beskrivelse, og for min del i neste omgang klarere forståelse, av hvor grensene skulle være for den typen jeg stod i mot andre grunntyper. Dette er riktignok litt vanskelig å skille dette fra punkt A6 og særlig A5, men savnet av en tekstlig beskrivelse var nok det meste akutte (så hadde nok artene kommet mye sterkere i neste omgang hvis vi hadde hatt mer på dette punktet). – det kan nok være muligheter for forbedringer i enkelte tilfeller; savnet bedre inndeling av enkelttyper, men det aller fleste virket greit – kulturmarkstypene manglet et mellomtrinn mellom kulturmarksrye og svak lågurt-kulturmarkseng (utviklet fra blåbærskog/småbregneskog). – inndelingen av brakkvannseng/salteng var for detaljert og gjør det noe tilfeldig hva man ender opp med
A4	Feil og mangler i NiN versjon 1.0 (hoved- og grunntyper eller kilder til variasjon som mangler) og som det er mulig å rette opp i seinere versjoner	111234	1,5	– det kan nok være muligheter for forbedringer i enkelte tilfeller; savnet bedre inndeling av enkelttyper, men det aller fleste virket greit – kulturmarkstypene manglet et mellomtrinn mellom kulturmarksrye og svak lågurt-kulturmarkseng (utviklet fra blåbærskog/småbregneskog). – inndelingen av brakkvannseng/salteng var for detaljert og gjør det noe tilfeldig hva man ender opp med
A15	Mangler ved opplegg og kartleggerverktøy : at <i>forholdene under feltarbeidet</i> (regn, varme, kulde etc.) forhindret deg fra å gjøre en optimal jobb (for eksempel at det ble brukt papir som tåler regn dårlig og ikke felt-PC med spesiallaget programvare for å tegne kart og registrere egenskaper)	111133	1	(se A13) – forsøkte med egenkopierte kart på plastark, men kvaliteten ble for dårlig
A3	At natursystem <i>inndelingen</i> i NiN-systemet (med beskrivelsessystem) er dårlig egnet til kartlegging i den aktuelle målestokken (1:5 000)	111122	1	– Jeg oppfatter systemet som forholdsvis målrettet nettopp mot denne målestokken. Jeg tror snarere at presisjonsnivået kan svekkes, særlig ved større målestokker, men dels også ved bruk av mindre målestokker.

Tabell 2. Resultater av spørreundersøkelsen om kartleggingenes erfaringer fra utprøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem.

Spørsmålsgruppene B (generelle og andre spørsmål), C (prioritering blant nye praktiske kartleggerverktøy: hvor sterkt mener du utvikling av angitte praktiske verktøy for kartlegging etter NiN-systemet bør prioriteres?) og D [hvor sterkt mener du hver av følgende oppgaver knyttet til videreutvikling av NiN (systemet og dokumentasjonen) bør prioriteres fra et praktisk naturtypekartleggingssystem? (det vil si dersom hovedhensikten er å gjøre naturtypekart basert på NiN mer presise)?] De 15 spørsmålene skulle besvares med tall på en skala fra 1 til 6 (og x) etter følgende kriterier: Spørsmål B1 (ECTS = European Credit Transfer System = 'studiepoeng'; ett års arbeid svarer til 60 ECTS; ett ukeverk svarer til 2 ECTS); 2 – lite (inntil 2,5 ukers innsats = 5 ECTS); 3 – nok så lite (inntil 6 ukers innsats = 10 ECTS); 4 – nok så mye (inntil ett semesters innsats = 30 ECTS); 5 – mye (inntil ett år innsats = 60 ECTS); 6 – svært mye (mer enn ett år innsats = 60 ECTS). Spørsmål B2–B3: 1 – svært lite hensiktsmessig; 2 – lite hensiktsmessig; 3 – nok så lite hensiktsmessig; 4 – nok så hensiktsmessig; 5 – hensiktsmessig; 6 – svært hensiktsmessig. Spørsmålene C1–C2 og D1–D10 Sortert fra høyest til lavest prioritert innen hver gruppe): 1 – svært lavt (unødvendig uansett); 2 – lavt (kan gjennomføres, men ikke viktig); 3 – nok så lavt (bør gjennomføres på sikt, men ikke viktig nå); 4 – nok så høyt (viktig, men ikke prioritert på kort sikt); 5 – høyt (viktig, bør gjennomføres så raskt som mulig); 6 – svært høyt (topp prioritert; burde egentlig gjennomføres før fortsatt bruk av NiN-systemet til naturkartlegging). Spm: spørsmålsnummer. Svarstreng: Tallstreng som angir respondentenes svar, ordnet fra lavest til høyest tallverdi. Median angir medianen, det vil si den midtre verdien i ei rekke tall, ordnet etter økende verdi.

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
B1	Hvor mye opplæring i NiN-systemet (teorien bak) og konkret kunnskap om naturtyper, økokliner etc. mener du en person med god biologisk bakgrunn (bachelorgrad i biologi, landkapsfag el.l.) trenger for å bli en god naturtypekartlegger etter NiN-systemet?	334446	4	– tror dagens studenter trenger mye tid; sjøl kunne jeg tenkt meg kanskje en uke, mest diskusjoner av grensedragninger mellom typer i felt – Hvis en deler opp opplæringen på flere år, med hovedsatsingen i feltperioden og fullt fokus på arbeidet så er det kanskje mulig å få til ei god kartlegging når en bruker NiN forholdsvis grovt, men er generelt skeptisk til det. Uansett er det vanskelig å svare presist på spørsmålet, siden NiN kan brukes på svært forskjellige nivåer. Det er mulig å tenke seg svært enkle opplegg og tilhørende instruksjoner som kanskje bare krever noen ukers opplæring før en person behersker det akseptabelt, samtidig som en kan utarbeide så detaljerte og ambisiøse opplegg at knapt noen besitter den nødvendige bredden i kompetanse til å utføre arbeidet (dvs. betydelig opplæring selv blant folk som har bygd opp kompetanse gjennom mange år). Et slags kompromiss kan være en god og relevant utdannelse i NiN fra skoler/universitet, tilsvarende minst et årsverk (der et halvt årsverk er direkte rettet mot systemet og minst et halvt årsverk er generell biologi/økologi-utdannelse), og der minst en månedens feltarbeid på NiN er inkludert. Da bør en håpe at vedkommende vil sitte inne med akseptabel kompetanse til å kartlegge f.eks. grunn typer på natursystemnivå innenfor et avgrenset område med et par ukers opplæring på forhånd. Men, vedkommende til trenge minst en ukes tilleggsopplæring før kartlegging i områder med naturforhold som avviker en del fra det en har erfaring fra. – et heltids semester høres ut til å være i overkant, men hvis det skal være en formell opplæring med pensum tilsvarende det materialet som er publisert hittil kreves minst 6 uker

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
B2	Synes du at tabeller med arters fordeling langs viktige økokliner innen en hovedtype [slike som er utarbeidet for kulturmarkseng (T3) og fastmarksskogsmark (T4)] er en hensiktsmessig måte å vise arters fordeling på naturtyper? (Burde vi fortsette å vise arters relasjon til naturtyper på denne måten i seinere versjoner av NiN?)	223346	3	– bruker nok egen erfaring med mange arter uansett, men listene er fin støtte, særlig i tvilstilfeller er det godt å kunne støtte seg på gjennomarbeidede lister – kjekt å ha, men upraktisk i felt – indikatorverdier er lettere å bruke en artens mengde slik listene nå er, siden en da må se på relative mengder langs gradienter – Jeg er ganske avhengig av dette og har etter egen oppfatning til dels sterkt endret forståelse av hvordan ulike miljøer/områder skal plasseres etter ulike økokliner, etter hvert som kunnskapen om artene har bedret seg opp gjennom årene. Og jeg mener også å ha sett såpass mye eksempler på klare og store feilvurderinger fra andre som følge av at de har manglet denne kunnskapen. Men artene er ikke bare viktige for natursystem/grunntyper, men også for de andre kildene til variasjon og nivåene! Pedagogisk er det nok en stor fordel ikke bare å ramse opp alle arter på lange lister, men å trekke ut et utvalg som er særlig relevante. – slike tabeller kan være veldig nyttige, men vil nok ofte bli lite brukt pga. kronisk tidspres – For komplisert for min smak, og jeg har valgt å bruke min generelle kunnskap om artenes økologi til å vurdere tilhørighet langs viktige økokliner. Denne kunnskapen har sjølsagt huller, men etter mitt syn er det lite hensiktsmessig å bla seg fram i en svær tabell for nær sagt hver figur. – fornøyd inntil videre, uten å reflektere så mye over muligheter for forbedringer
B3	Hovedtypen <u>konstruert fastmark (T2)</u> er delt inn i 30 grunntyper på basis av et såkalt 'hovedtypespesifikt inndelingsgrunnlag'. Synes du inndelingen av T2 slik den er i NiN versjon 1.0 er en hensiktsmessig måte å beskrive variasjon i den meneskeskapte naturen? Hvis du svarer 3 eller høyere, angi hvorfor og kom eventuelt med forslag til hvordan det kunne vært gjort annerledes)	255555	5	
C2	Utvikling av integrert, digitalt kartleggerverktøy der grunnlagsinformasjon (ortofoto/flybilder/kart) er integrert med GPS og funksjonalitet for tegning av kart og registrering av egenskaper	244556	4,5	– har stor tro på dette; bør prioriteres i første omgang – Fint å spare digitaliseringstid inne, men er skeptisk til anvendbarhet (lysforhold, nedbør i felt). Tåler utstyret tøff behandling ute i terrenget? I praksis vil en gjerne jobbe raskt, og bruke tida på å sjekke naturforgold ute i terrenget og ikke på tekniske ting.

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
C1	Utvikling av en versjon av Naturtypebasen (med hele NiN-dokumentasjonen) tilrettelagt for felt-PC	122355	2,5	– På sikt kan dette være fornuftig, men tror det er for tidlig ennå; det er på andre punkter jeg tror videreutvikling bør prioriteres de første årene (bedring av beskrivelsessystemet - i forhold til arter og avgrensningskommentarer, samt arbeid med livsmediumsivået for å få det mer operativt) – klarer meg fint med tilrettelagt papirkopi
D3	Forbedre dokumentasjonen ved å knytte arter til naturtyper, trinn langs økokliner etc. [for eksempel som hos Fremstad (1997), eller ved videreutvikling av tabeller som i NiN v. 1.0 for kulturmarkseng (T4) og fastmarksskogsmark (T23)] (se spm A5)	555566	5	– arter er det kriteriet som oftest brukes, i kombinasjon med økologi/terreng/struktur – helt nødvendig, dette arbeidet må fortsette – knytte et mindre sett med arter til hver type kan være et meget bra hjelpemiddel (karakterarter, skillearter mot andre typer mv).
D4	Forbedre dokumentasjonen ved å inkludere eksempler på naturtyper, beskrevet på standardisert måte (se spm A6)	445566	5	– bilder er viktig – opplagt ønskelig, men mindre viktig enn et tilstrekkelig godt beskrivelsessystem
D6	Oppgradering av Naturtypebasen (NiN på nettet) sin funksjonalitet	355566	5	– ser for meg en nettverson, som også kan skrives ut som pdf; må være strippet for all diskusjon, innskutte forklaringer og presiseringer, parenteser med mer – Jeg har brukt nettsystemet litt for lite til å ha noen god oversikt her, men regner med at det er verdt å prioritere dette relativt høyt. Har for eksempel fått kommentarer fra andre på at noe såpass nyttig og enkelt som en lett tilgjengelig oversikt over alle sentrale artikler for NiN-systemet mangler (noe jeg selv også har slitt med å finne).
D2	Forbedre dokumentasjonen med bedre beskrivelser av typer, økokliner etc. (se spm A7)	355566x	5	– helt nødvendig når uerfarne skal ta systemet i bruk; må inn som en del av opplæringen ved høyskoler og universiteter, dvs. erstatte Fremstad (1997) og tidligere systemer – dette er det punktet der mulighetene for forbedring av kvaliteten på kartlegginger er størst
D7	Utarbeide oversettelsesnøkkel fra Fremstad (1997) til NiN	234455	4	– greit for en del typer – Tror koblingene kanskje er bra nok som de er. For egen del er Fremstad sitt system nyttig, i enkelte sammenhenger og som grunnlag for en generell erfaring og forståelse av naturtypekartlegging. Derimot tror (og frykter) jeg det er en klar ulempe for typer der som vi nå i etterkant vurderer som "feil". For disse skaper min erfaringsbakgrunn fra Fremstad sitt system bare forvirring og problemer med å tilegne meg det nye systemet. Eksempler her er sumpskog (som skaper vanskeligheter i forhold til flompåvirkning og kildeskog), samt betydningen av uttørkingsfare.

Spm	Spørsmål	Svarstreng	Median	Kommentar
D5	Fullføre arbeidet med Kunnskapsbasen (som ble påbegynt i 2006 og midlertidig stoppet i 2008), der all NiN-relevant litteratur blir 'høstet' på en standardisert måte, og som etter intensjonen skal kobles opp til relevante steder i Naturtypebasen	233355	3	– Utvilsomt positivt og nødvendig, men det er andre ting som det er mer akutte behov for. Det som derimot bør prioriteres en del høyere her (men det ligger kanskje inne alt?) er et godt system for denne innhøstingen, slik at de som har ressurser og muligheter kan legge inn relevant litteratur når mulighetene byr seg. Dvs at en f.eks. kan pålegge personer og institusjoner som skal bruke systemet å tilrettelegge den litteraturen de bruker for innlegging. – ikke avgjørende for å få til et operativt system – det er muligheter for forbedringer her, og viktig å få nye typer inn etter hvert som de blir oppdaget; men tror likevel at systemet allerede nå er såpass solid og robust at det ikke behøver settes inn spesielt store ressurser her – oppfattet typeinndelingen som grei
D1	Oppgradering av typeinndelingen som sådan	223345	3	
D9	Kartfunksjonalitet der eksisterende data (vegetasjonskart, Naturbase etc.) og oversettelsesnøkler brukes til å lage utbredelseskart for ulike naturtyper	223344	3	– Presisjonen vil trolig bli utilfredsstillende, særlig for Naturbase. Mest relevant for detaljerte vegetasjonskart. Arealmessig er 1:50 000-kartene til S&L viktigst, men typene er så overordna at de ikke uten videre kan brukes. Dessuten er kulturlandskap veldig dårlig håndtert der. Kan vurderes i en større sammenheng, f.eks. Naturindeks, dersom det ikke finnes noe bedre. – Tror dette bør ligge noen år fram i tid, og at en i første omgang eventuelt nøyer seg med grove, skjønnsmessige beskrivelser av utbredelse og hyppighet til ulike typer. Sistnevnte kan derimot prioriteres litt høyere, men da som del av de generelle beskrivelsene av de enkelte naturtypene. – kanskje fornuftig på sikt, men det står fremdeles så mye igjen på andre områder at dette først bør vurderes mer seriøst noen år fram i tid
D10	Innrappingssystem for naturtypeobservasjoner etter mønster av Artsobservasjoner (med bilde- og kartfunksjonalitet), med innsynsløsning	223344	3	
D8	Utarbeide oversettelsesnøkkel fra Skog og Landskap sitt system for vegetasjonskartlegging til NiN	12334x	3	– S&L bør heller tilordne/oversette sine typer til NiN

Tabell 3. Resultater av spørreundersøkelsen om kartleggingssystem. Spørsmålssystemet, NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem. Spørsmålssystemet, NiN-systemet, og potensiale for forbedringer. Formålet med denne 'spørsmålsbolken' var å identifisere konkrete problemer knyttet til identifikasjon, grenseavklaring og beskrivelse av naturtyper. For hvert av de 58 spørsmålene (som fordelte seg på fem undergrupper) var det formulert et tema, som det var knyttet samme generelle spørsmål til: Angi hvor vanskelig det var å trekke grenser etc. (Jf. formuleringen av temaet) i de(n) ruta/rutene du kartla, ved å angi et tall på en skala fra 1 til 6 (og x) som følger: 1 – svært lett; 2 – lett; 3 – ikke så lett; 4 – ofte også vanskelig; 5 – ofte vanskelig; 6 – oftest vanskelig; 7 – eller høyere skulle om mulig begrunnes på en standardisert måte (A – på grunn av naturlig variasjon; B – fordi dokumentasjon/kriterier ikke var god/klare nok; C – både A og B; D = andre årsaker (ofte oppgitt som manglende egen kompetanse og erfaring med det angitte temaet); x – ikke grunnlag for å svare på spørsmålet) og/eller utdypes med kommentar. Spm: spørsmålsnummer. Svarstreng A: Tallstreng som angir respondentenes svar, ordnet fra lavest til høyest tallverdi. Svarstreng B: Bokstavstreng som angir respondentenes standardiserte begrunnelse, ordnet alfabetisk. Median angir medianen, det vil si den midtre verdien i ei rekke tall, ordnet etter økende verdi.

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E1 Hovedtypegruppeinndelingen på natursystem-nivået					
E1.1	Grensa mellom <u>saltvannssystemer (M)</u> og <u>fjæresonesystemer (S)</u>	22223x A	2		– ved langfjære ofte vanskelig å trekke riktig grense – må ofte sjekkes på avstand, mange steder ikke tilgjengelig til fots
E1.2	Grensa mellom <u>fjæresonesystemer (S)</u> og <u>våtmarkssystemer (V)</u>	234xxx AC	3		– trolig vanskelig å trekke eksakt, men har ikke egen erfaring – Erfaringen fra andre steder er at jeg synes dette kan være noe diffust. Dette vises av begreper som sumpstrand og strandmyr. Nordover finnes i økende grad arter som vanligvis blir oppfattet som gode indikatorarter på strandenger, som fjøresaulauk og til dels rustsivaks, også i miljøer (kalkmyrer) som helt klart ikke hører til fjæresona. Jeg tror med andre ord at det er den naturlige variasjonen som er en viktig årsak til problemene her. – Skillet mellom strandmyr og brakkvannsseng kan være kinkig, både pga. naturlig variasjon/overganger og mangel på dokumentasjon av skillekriterier. Mange av de typiske myrartene inngår i begge, og moser går i begrenset grad inn i rike strandmyrer. Skilles kanskje best ved å sjekke torvoppbygging, som også er svært beskjeden på strandmyr – særlig på skjellsand.

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E1.3	Grensa mellom <u>fjæresonesystemer (S)</u> og <u>fastmarkssystemer (T)</u>	22333×	AAA	3	– noe vanskelig i BV – Utfordringene er litt det samme som mot våtmarkssystemer, men stort sett ikke så store (den usikre sona er gjerne smalere, og det er lettere å forstå eventuell årsak til at fjæresona skal strekke seg lenger enn normalt oppover fastmarka – særlig som følge av sjøsprøyt). – særlig mellom øvre brakkvannseng og sanddynemark eller kulturmarksseng, der hevdene har opphørt (eks. BV); her gjorde også saltvannsinntilflytelse på kulturmarkstyper i forbindelse med springflo det vanskelig – gradvise overganger – Stort sett greit å skille myrmiljøene fra fastmark, mens jeg derimot sliter mer med kildesamfunn, og da spesielt kildeskogsmarka. Tror kombinasjonen manglende dokumentasjon og manglende egen kompetanse (ikke vant med å fange opp slike miljøer) er hovedårsaken, selv om jeg ikke vil utelukke at også den naturlige variasjonen kan spille en viktig rolle. – grensa mellom mellom flomskogsmark og flommyr/myrskogsmark kan være vanskelig å trekke (jf. GR) – stort sett skarpe skiller
E1.4	Grensa mellom <u>fastmarkssystemer (T)</u> og <u>våtmarkssystemer (V)</u>	113344	AAAD	3	
E1.5	Grensa mellom <u>fastmarkssystemer (T)</u> og <u>ferskvannssystemer (F)</u>	112223	×	2	
E1.6	Grensa mellom <u>våtmarkssystemer (V)</u> og <u>ferskvannssystemer (F)</u>	222244	AB	2	– gradvise overganger – usikker; særlig i flompåvirkete miljøer; kan skyldes kombinasjon av egen manglende kompetanse/bevissthet og mangelfullt beskrivelsessystem
E2 Hovedtypeinndelingen på natursystem-nivået					
E2.1	Avgrensning av konstruert fastmark (T2) mot andre fastmarkstyper (inkludert T3 og T4)	112233	A×	2	– mellom vegkant og andre kanter – stort sett greit – grensa mellom gårdstun og tilgrensende T4-areal er ofte diffus – svært greit så langt, men utelukker ikke at det kan finnes utfordringer her, f.eks. en del jordbruksareal som er tilrettelagt/konstruert, på fyllmasser, ved gjenfylling av raviner mv.

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E2.2	Avgrensning av skogsmarkstyper (V3, V7, T7, T2233x (T4, T5) og åker og kunstmarkseng (T3) mot ettersuksessjonsstadier av skogsmark (mest T23)	2334x*x	AA	2	– greit med typiske arealer, men gradvise endringer gjør det vrient å trekke grensa eksakt – virker stort sett greit, sjelden særlig tvil her under feltarbeidet i 2010; systemet er vel godt nok, men utfordringer i halvåpne/mosaikkpregede landskap vil det alltid være – ikke lett å beregne areal på åpne områder (dvs. om det blir mosaikk eller om egne 'reine' figurer skal skilles ut) – Kalibreringsbehov; diffus og vanskelig grenseoppgang. Også avgrensning mellom antatt tidligere åpne beitemark mot beiteskog er ofte vanskelig når tettheten av relativt gamle trær er forholdsvis stor. – Jeg var lite borti dette under feltarbeidet i 2010, men ser at en etter hvert nok kan få overgangformer her som det er vanskelig å vurdere. Til en viss grad antar jeg at kriteriene kan videreutvikles og presiseres, men er mer i tvil om en skal legge så mye arbeid i det. – Jeg synes kulturmark "beholdes" for lenge. Veldig usikker på om det er hensiktsmessig med T4-skog som egen figur. Veldig vanskelig å trekke grensa mellom kulturpåvirket skog og tredekt kulturmark. Definisjoner trengs: dekning lyng? Skyggearter/lysarter? – Store problemer med dette på i område BV, men fikk vel bedre tak på det etter hvert og gikk over en del figurer på nytt. Årsaken til problemet var at det var lenge siden hevdene hadde opphørt, og det var vanskelig å vurdere hvor lenge det hadde vært skog på et areal. Skogens alder var vanskelig å fastslå pga. kun lavvokst bjørk. – Jeg har ikke kommet borti utfordringer mot fjellheier og boreale heier og kan derfor ikke uttale meg særlig der. Mot andre åpne miljøer så gjelder mye av det samme som for skog, dvs. vurdering av areal. I tillegg kommer den naturlige varisjonen sterkere inn etter mitt syn, og særlig overgangen mellom kystlynghei og knauser/berg er vanskelig. For egen del i flata ME så ble i praksis svært mye berg med bare spredt vegetasjon inkludert i kystlyngheia. Muligens kan en presisering av dekningsgrad av vegetasjonen (har ikke oppdagat noe slikt enda) være til god hjelp her? Men, det løser neppe alt og jeg er i tvil om det biologisk og forvaltningsmessig sett er heldig. – trolig vanskelig å trekke eksakt grense – som regel mulig å komme unna problemet med mosaikkfigurer, som måtte brukes mye i området BV – hvilket jeg også tror var riktig – skilte ikke mellom kystlynghei og nakent berg, betraktet alt som kystlynghei
E2.3	Avgrensning av seine gjengroingssuksessjonsstadier av kulturmark (T4, T5) og åker og kunstmarkseng (T3) mot ettersuksessjonsstadier av skogsmark (mest T23)	44445x	ACCCC	4	
E2.4	Avgrensning av kulturmark [kulturmarkseng (I4) og kystlynghei (I5)] mot åpne naturmarkstyper (T20, T25, T26, T29)	2334x*x	AAx	3	

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E2.5	Identifisering av boreal hei (T26) [avgrensning (S6)] [avgrensning av åpne naturmarkstyper under skoggrensa, fra fjellhei (T29), fra kulturmarkstyper etc.]	5xxxxx	A	5	– støtte ikke på dette under kartleggingen, men har opplevd dette som vanskelig i Oppdal (STr) med gjengroende kulturmark i gradvis overgang mot hei; ofte lavvokst med lynn og med uklare grenser og flekker med grasdekt mark innimellom – boreal hei er en ny type som må innarbeides – ingen egen erfaring, men trolig litt vanskelig gradvis overgang; når blir det nok tangakkumulering til at det blir en driftvoll? – liten erfaring i 2010, men antar at de gradvise overgangene nok kan skape problemer flere steder, samt at det ofte er snakk om små arealer – spredt driftvoll på øvre del av steinforstrand i mosaikk med steinforstrand/rein driftvoll (tilsvarende øvre strandberg med spredt vegetasjon) på BV: utfelate driftvoll? – greit i typiske utforminger, men det kan finnes gradvise overganger og mosaikker – liten erfaring, men har ikke oppfattet dette som vanskelig ut fra tidligere erfaring – tror at dette ikke byr på spesielt store utfordringer; men sliter med avgrensning av svak kildeskogsmark mot fastmarkssystemene – problem i BL, med forholdsvis sterke kildeframspring på beite; vurderte dette som svak kilde da mye regn i forkant ble vurdert å ha betydning for hvor sterk kilden var – har muligens forstått denne typen dårlig, og brukt kildeskogsmark for lite i LU, men store figurer gjorde at andelen etter min mening ble for liten; ville blitt for mye arbeid [i forhold til tida som var til rådighet] å avgrense mange små kilder/kildeskogfigurer – Vanskelig, men tror årsaken i stor grad kan være en kombinasjon av svak egen kompetanse og noe mangelfulle kriterier, og kanskje også gradvise overganger. Jeg har hittil antatt at det er vanskeligst i skogsmiljøer, men har litt for liten erfaring i forhold til andre miljøer til å være sikker. – Aktuelt på GR, østsida av hovedvegen, med mange små, svake kilder i rik, fuktig skog. Typifisert som lågurt-lyngkalkfuktskog under tvil.
E2.6	Avgrensning av driftvoll (S3) mot andre hovedtyper i fjæresonen	22334x	AAC	3	
E2.7	Avgrensning av stein-, grus- og sandstrand (S6) mot strandenger og strandsummer (S7)	222222		2	
E2.8	Avgrensning mellom svak kilde og kildeskogsmark (V3) og sterk kaldkilde (V4)	233xxxx	Ax	3	
E2.9	Avgrensning mellom svak kilde og kildeskogsmark (V3) og fuktmarksgrunntyper av fastmarksskogsmark (T23), fjellhei (T29) og andre åpne fastmarkstyper	3355xx	ACCx	4	

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E2.10	Avgrensning mellom <u>svak kilde</u> og <u>kildeskogsmark (V3)</u> på den ene siden og <u>myr [åpen myrflate (V6) og flommyr. myrkanth og myrskogsmark (V7)]</u> på den andre siden	3345×	ACCC	3.5	– kan være vrient pga. gradvise overganger – har muligens forstått denne typen dårlig og brukt kildeskogsmark for lite i LU, men store figurer gjorde at andelen etter min mening ble for liten; det ville tatt for lang tid å avgrense mange små kilder/kildeskogfigurer – Tror dette stort sett går greiere enn E2.9, men har i felt tvilt mer og mer på om enkelte arter som jeg tidligere oppfattet som klare myrplanter (som sotstarr og kastanjesiv), i det hele går på myr og ikke først og fremst er knyttet til kilder (gjelder nok flere arter også)! I så tilfelle er dette en sterk indikasjon på at utfordringene er større enn tidligere antatt, som følge av mangelfullt beskrivelsessystem, men kanskje også gradvise, naturlige overganger? – Også aktuelt i GR, med små kildeframspring i øvre del av en svakt hellende bakkemyr. Vurdert som myr under tvil, men kilder som punktfigurer kunne vært vurdert. Kilder ble utfigurerert som punktfigurer på hogstflate inntil.
E2.11	Avgrensning mellom <u>åpen myrflate (V6)</u> og <u>flommyr. myrkanth og myrskogsmark (V7)</u>	22334	AA×	3	– gradvis overgang; svært spredt tredekte myrer 'oppleves' som åpen myr pga. lave trær og lavt arealkrav for skog – rimelig greit, men litt tynt erfaringsgrunnlag – noen ganger gradvise overganger, både i BL og GR
E2.12	Avgrensning mellom myr [<u>åpen myrflate (V6)</u> og <u>flommyr. myrkanth og myrskogsmark (V7)]</u> og <u>kystlynghei (T5)</u>	233444	AAAAAD	3.5	– krevende, glidende overgang mellom myr og fukthei – Det er mulig jeg undervurderer problemene med å skille myr og kystlynghei, men sleit i praksis ikke mye i ME. Tror faren i første rekke er at for mye myr blir inkludert i kystlyngheia som følge av lettvinde valg eller gradvise overganger (her kan jo f.eks. tidligere torvtekt og lyngbrenning som har gått ut i grunnlendte myrer, være med på å gjøre skillet enda mer uklart). – noen problemer i BV

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E2.13	Avgrensning mellom åker og kunstmarkseng (T4) mot kulturmarseng (T4)	222334	AAC	2.5	– problematisk med arealer som har ligget brakk noen år – Diffus og vanskelig grensetrekking, med relativt stor grenselandsone. Snakker du med bonden og får historikken, blir typifiseringen kanskje en annen enn om du ikke gjør det. – Sjelden tvil på ME, men det skyldes i stor grad at jeg tok utgangspunkt i erfaringene med bruk av beitemarkssopp for å skille ut T4 fra T3 (dvs. på høsten ved direkte observasjoner av soppene og på sommeren med erfaring omkring deres voksesteder). Jeg vil anta at personer uten denne kunnskapen og bare basert på annet kriteriebruk vil slite en god del mer. – Gradvise overganger mellom typer og også vanskelig å bestemme typen i noen tilfeller. Blant annet vil tidligere lite intensivt brukt kunstmarkseng, som ikke gjødsles noen år, gå over mot T4, jf også Vognill i Oppdal (Str). Hvor mye gjødslingspreg skal tillates i T4? – noen diffuse grenser i BV – kunstig skille – ble mer og mer kritisk til skillet mellom disse to natursystem-hovedtypene underveis i kartlegginga; det har etter mitt syn vært for snever fokus på utseende tidligere, og for lite på økoklinene hevdintensitet og jordsmonnsdybde/ grunnlendthet (samt muligens også kalkinnhold) – En del problemer med dette på Bliksvær, der gjengroingen var betydelig og overgangene mellom disse var diffuse. Problemene besto mest i hvor grensene mellom typene burde settes. – Basert på tidligere kunnskap tror jeg nok dette kan være vanskelig, i første rekke i landskap der det fremdeles er ganske aktivt husdyrbeite i og nær rasmarker. Hva som egentlig kommer til å gro igjen med skog når beitet opphører tror jeg ikke alltid vil være enkelt å si slike steder, men etter hvert som utmarksbeitet har avtatt, så reduseres utvilsomt de reelle tvilstilfellene mer og mer. – ikke egen erfaring, men antar at det både er gradvise overganger og vrient å bestemme typen
E2.14	Avgrensning mellom kulturmarseng (T4) og kystlynghei (T5)	233345	AADD×	3	
E2.15	Avgrensning av kulturmarseng (T4) mot åpen skredmark (T17) og åpen skredmark (T18)	åpen34xxxx	CC	3.5	
E2.16	Avgrensning mellom kystnær stein- og grusmark (T12) på den ene siden og åpen ur og snørasmarsk (T17) og åpen skredmark (T18) på den andre siden	2xxxxx		2	

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E2.17	Avgrensning mellom <u>åpen ur</u> og <u>snørrasmark</u> (T17) og <u>åpen skredmark</u> (T18)	xxxxxx		x	
E2.18	Avgrensning mellom <u>nakent berg</u> (T20) og <u>åpen grunnlendt naturmark</u> (T25)	22244x	CC	2	– ikke egen erfaring fra kartleggingen i 2010, men dette er vanskelig, både pga. gradvise overganger og at det i seg sjøl er vanskelig å identifisere typen – lite erfaring med dette, men tror at jeg lett vil overse/undervurdere tilstedeværelse av T25; kanskje fordi en sjelden kommer bort i den og at den uansett står nær T20 i utseende og artsinventar; men muligens kan det være verdt å se på muligheter for forbedringer av kriteriene/avgrensningskommentarer – usikker på sonen mellom isinnfrysingsmark og skog; gradvis overgang
E2.19	Identifisering av <u>isinnfrysingsmark</u> (T24)	14xxxxx	A	2.5	
E2.20	Avgrensning av fjell-typer [<u>fjelldi</u> (T29) og <u>snøleie</u> (T30)] fra åpne naturmarkstyper i lavlandet (T25, T26)	xxxxxx		x	– Kan ikke huske at jeg syntes det har vært særlig vanskelig å identifisere snøleier i Nord-Norge når de befinner seg under skoggrensa, men undervurderer kanskje problemet. Det samme kan gjelde for fjellhei, men synes selv i Finnmark at jeg så en sammenheng mellom eksposisjon og værutsatthet der en fikk mosaikkmiljøer på steder lengst nord der skoggrensa begynte å nærme seg havnivå.
E3 Grunntypeinndelingen på natursystem-nivået og variasjon langs viktige lokale basisøkolinier					
E3.1	Generelt for hovedtyper i <u>våtmarkssystemer</u> (V): Skille mellom grunntyper på grunnlag av <u>kalkinnhold</u> (KA)	122333	BCC	3.5	– Krevende å bruke artslistene, dersom man må slå opp; de ble derfor brukt litt subjektivt. Støttet meg på Fremstad og egne erfaringer med artene + generell kunnskap om artene. – kalibreringsbehov; hvor stor må tettheten av kalkindikatorer være? – kriteriene i form av artenes krav er relativt godt utviklet og gir etter mitt syn sjelden alvorlige problemer med vurderingene; overgangstilfeller vil en alltid komme over, men relativt sett fungerer systemene rimelig godt – greit når det finnes indikatorarter

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.2	Generelt for hovedtyper i <u>fastmarkssystemer</u> (I): Skille mellom grunntyper på grunnlag av <u>kalkinnhold</u> (KA)	133346	CCCCC	3	– Dels pga. manglende typer (kulturmark), dels i skog pga. at skillearter opptrer spredt og litt uforsigbart. Skillet skillet mellom lågurtskog og kalkskog vanskelig å avgjøre både i BL og JO (hvor stor vekt skal blåveis gis, spredt/ dominerende mv.)? – er ikke 100 % fornøyde med artslista, ellers som E3.1 – kalibreringsbehov; hvor stor må tettheten av kalkindikatorer være? – Variasjonen er etter mitt syn noe større her enn i E3.1. Mens en på grunnlendt mark og berg ganske lett kan skille tydelig, blir det gradvis vanskeligere etter hvert som jordsmonnet blir dypere, og ikke minst der en får humusoppbygging på toppen. I LU kan en få nesten total dominans av karplanter knyttet til kalkfattig mark i tre-, busk- og feltsjikt (med furu og krepling som dominanter), men plutselig slenger det inn arter knyttet til ekstremitet mark der disse når ned til undergrunnen (marisko var mest typisk). En del sopp kan nok på samme måte som marisko vise disse kontrastene og utfordringene i mange miljøer, ikke bare i skog, men også i kulturmarker. Bedre kriteriesett vil kunne redusere usikkerheten her en god del etter mitt syn.
E3.3	Generelt for beskrivelse av variasjon i <u>våtmarkssystemer</u> (V): Skille mellom de to trinnene av <u>grunnleggende hevdintensitet</u> (H) <u>ingen påviselig hevd</u> og <u>svært ekstensiv grunnleggende hevd</u> (slåtte- og beitemyr), som inngår i beskrivelsessystemet for en del typer	4566xx	ABCC	5.5	– var ikke borti dette under uttestinga, men ut fra erfaringer i naturtypekartlegging, så er dette nesten håpløst fordi de fleste myrene bare har spor etter tidligere bruk, og derved blir angivelsene basert på antagelser – Hadde knapt erfaring med dette under feltarbeidet i 2010 (i det minste slik jeg oppfattet det), men ut fra generell erfaring så har jeg store problemer med å skille mellom disse to trinnene. Jeg mistenker kriteriesettet for å være en viktig årsak, men det kan nok også skyldes at jeg ikke har hatt behov for å ta særlig hensyn til det tidligere. – i utmarka ble sauer observert beitende i de fleste naturtyper, inkludert myr – Svært vanskelig å avgjøre om ei myr har blitt slått langt tilbake i tid, mest aktuelt for BV, men også GR og BL. Struktur og enkelte arter (dominans av blåtopp) kan hjelpe, men ikke alltid nok

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.4	Generelt for beskrivelse av variasjon i fastmarkssystemer (I): Skille mellom de to trinnene av grunnleggende hevdintensitet (H1) <u>ingen påviselig hevd</u> og <u>svært ekstensiv grunnleggende hevd</u> (for eksempel beiteskog), som inngår i beskrivelsessystemet for en del typer	123344	BBC×	3	– Kan være vanskelig, men mye verre mellom H12 og H13; veldig vanskelig å trekke grensa mellom kulturpåvirket skog og tredekt kulturmark. Definisjoner trengs. Dekning lyng? Skyggearter/lysarter? – hele ME var kulturpåvirket – Kommentarene for punkt E3.3 ovenfor gjelder nok i en stor grad også her, men jeg tror det generelt er en del enklere å se forskjellene for fastmarkssystemene. Dette antar jeg i så tilfelle skyldes at vi tross alt har et utbygd sett med arter (karplanter) som regnes som kulturindikatorer for fastmark, mens jeg er lite kjent med tilsvarende for våtmark (jeg kjenner til at en del engplanter på myr indikerer kulturpåvirkning, men kjenner ikke til noe godt utbygd system for å skille mellom trinnene). – vanskelig på noen figurer i BL, der beite hadde opphørt for mange år siden
E3.5	Generelt for beskrivelse av variasjon i fastmarkssystemer (I): Skille mellom de to trinnene av grunnleggende hevdform (HF) <u>slått</u> og <u>beite</u> , som inngår i beskrivelsessystemet for en del typer	33446×	AAAC×	4	– Jeg hadde lite erfaring med dette i 2010, men vurderer dette som 'oftest vanskelig' på grunnlag av observasjoner av artsmanifoldet, og ikke med grunnlag i observasjoner av faktisk hevd. Hvis en tar utgangspunkt i kriteriesett som grunnes på sistnevnte, så skal etter mitt syn trinnet helt ned til nivå 2. Derimot er det karakteristisk at jeg vanligvis sliter med å vurdere om ei nåværende beitemark har vært slåttemark tidligere eller ikke, noe som etter mitt syn indikerer klart et problem med å skille disse to hevdformene. (Det skurrer vel mye for meg hvis en f.eks. etter to års beitebruk har forvandlet ei gammel slåtteeng til ei beitemark som type). – For det meste greit, da gamle slåtteteiger avslører seg med å være helt ryddet for stein. Mest aktuelt BL, med mange gamle, små slåtteteiger i gjengroing i skogsl. Tvilstilfeller der gjengroingen hadde gått langt. – tolket det dithen at det kun foregikk beiting av sau og storfe (og hjort) i ME – grensesonen, inkludert begge deler, er vanskelig – ofte veldig vanskelig, særlig i enger ute av bruk og der bruken har endret seg; få spesifikke arter, må bruke artskombinasjoner, mengdeforhold og struktur

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.6	Generelt for mange hovedtyper, først og fremst i <u>fastmarkssystemer (T)</u> : Skille mellom grunntyper på grunnlag av vannmetning: <u>vannmetning av marka (VM-A)</u> , det vil si mellom grunntyper for <u>veldrenert mark</u> og for <u>fuktmark</u>	123335	ACCD	3	– kalibreringsbehov; for noen typer trakk jeg grensa kanskje for langt i fuktig retning, for andre for langt mot det tørre (?) – vanskelig i enkelte skogtyper, særlig GR, å skille mellom lyngskog og lyngfuktskog; til dels glidende overganger og få arter som kunne brukes til å skille – usikker; manglende eget fokus og kompetanse kan ha medført en del feilkartlegging (oversett fuktmarkstypene); kan også skyldes mangelfullt kriteriesett – greit å skille vha. arter og tilstanden til driftmaterialet
E3.7	Skille mellom grunntyper av <u>driftvoll (S3)</u> på grunnlag av <u>vannforårsaket forstyrrelse: forstyrrelsesintensitet i driftvoll (VF-B)</u> , dvs. mellom <u>ettårsdriftvoll</u> , <u>lågurd driftvoll</u> og <u>høgurd driftvoll</u>	223***	C	2	– kan være vanskelig som følge av naturlig variasjon – til dels svært vanskelig i området BV, med varierende innvirkning av saltvann over store arealer (springflo ifm. vinterstormer); enklere med S6
E3.8	Skille mellom brakkvanns- og saltvannstilknyttete typer [trinn langs <u>marin salinitet (SA)</u>] innenfor <u>stein-, grus- og sandstrand (S6)</u> og <u>strandeng og strandsump (S7)</u>	235***	AC	3	– har ikke helt tak på 'midtre stranden' – Har vært en del borti det i andre sammenhenger, men har nok da som oftest slått sammen typer med ulik varighet av oversvømming. Har dermed ikke vært spesielt kritisk på dette punktet under kartlegging, men sitter med en oppfatning av at det ofte kan være ganske skarpe og tydelige overganger mellom dem i felt. –strandberg noe greiere pga. farge
E3.9	Skille mellom ulike 'nivåer' [trinn langs <u>oversvømningsvarighet: oversvømming av bunn og mark (OV-A)</u> : <u>nedre, midtre og øvre landstrand</u>] innenfor <u>strandberg (S5)</u> og <u>strandeng og strandsump (S7)</u>	2335***	AC*	3	– liten erfaring med kilder, men håper/tror jeg har vurdert riktig; djupkilde mer konsentrert og med svært lite torvdannelse; grunnkilde utflytende og vanligvis med en del torv
E3.10	Skille mellom <u>grunnkilde</u> og <u>djupkilde</u> [trinn langs akkumulering av organisk materiale: <u>torvdannelse (AO-A)</u>]	*****		x	

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.11	Skille mellom <i>tue</i> , <i>fastmatte</i> og <i>mykrmatte</i> [trinn langs vannmetning: vannmetning av marka (VM-A)] i åpen myrflate (V6)	122334	ACx	2.5	– Var lite borti dette i 2010, men øvrig erfaring har vært at å skille mellom fastmatte og mykrmatte stort sett har gått brukbart (men ikke alltid), som følge av forskjeller i artsinventar. Det samme mener jeg gjelder mellom fastmatte og tue, men har ikke vært like bevisst dette under egne kartlegginger (det er sjelden de mest interessante artene som opptrer på tuene). – i praksis blir dette oftest kombinasjonsfigurer; den største utfordringen er angivelse av dekning; skille mellom fastmatte og mykrmatte er vanskelig; få arter; av og til vrient å se på avstand – noe usikker på skillet fastmatte/tuemyr – ikke så vanskelig å skille mellom disse, vanskeligere å angi dekning i en mosaikkfigur
E3.12	Skille <i>flommyr</i> (limnogen vanntilførsel) fra <i>myrkant</i> (uten limnogen vanntilførsel), det vil si skille trinn langs <u>vannforårsaket forstyrrelse: vanntilførsel til våtmark (VF-C)</u> i <u>flommyr</u> , <u>myrkant</u> og <u>myrskogsmark (V7)</u>	35xxxx	CC	4	– iselva i LU flommet nok noe utover myrkantskogen, men jeg brukte ikke flommyrtypen her – feil? – vanskelig å finne gode skillearter/strukturer i GR, og måtte vurdere sannsynligheten for vesentlig flompåvirkning, som ble avgjørende for valgene
E3.13	Generelt: å skille mellom grunntypene innenfor <u>konstruert fastmark (T2)</u>	112222		2	– hadde ikke problemer med dette under kartleggingen i 2010, men det kan nok dukke opp problemer andre steder; er det egentlig er behov for en slik fin inndeling? – stort sett greit, med unntak for en fylling/landbruksveg i BL der det var uklart om det var fylt ut for å bli kvitt overskuddsmasser eller om det var fylt for å lage en landbruksveg

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.14	Skille mellom grunn typer av <u>åker</u> og <u>kunstmarskeng</u> (T3) på grunnlag av <u>grunnleggende hevdintensitet</u> (H1), det vil si skille mellom <u>moderat intensiv hevd</u> , <u>overflatedyrket</u> og <u>fulldyrket åker</u> /eng	222233	BC	2	– ikke alltid lett å se når områdene er snaubeita, vurderte derfor ut fra jorddybde, helning, beliggenhet etc. – Som ventet kunne det noen ganger, særlig i BL, være vanskelig å vurdere om et areal nesten aldri (4) eller ikke regelmessig (5) blir pløyd. Gjødslerte inmarksbeiter blir som regel først høstet mekanisk og deretter beitet, derfor vil de nesten alltid være tilrettelagt for maskinell høsting selv om de bare unntaksvis blir pløyd (kanskje bare harvet i overflata). – Stort sett greit ved kartleggingen i områdene, da brukshistorien ganske lett lot seg observere. Jeg tror det gjenspeiler hvordan det vanligvis er, men det kan nok bli vanskeligere etter hvert i enkelte strøk der en får langvarige perioder med noe redusert jordbruksdrift sammenlignet med tidligere (dvs. at overflatedyrket mark blir gradvis mer lik mark med moderat intensiv hevd). – stort sett greit, men dette er DMK-typer som jeg ikke er helt fortrolig med – moderat intensiv hevd har jeg ikke helt taket på – det største problemet er vel mellom H13 og H14, å skille mellom lite gjødsla kuntsmark og kulturmark med noe gjødsling
E3.15	Skille mellom grunn typer for <u>åker</u> - og <u>engflate</u> og <u>åker</u> - og <u>engkant</u> [trinn langs <u>engflate-engkant</u> (EE)] innenfor <u>åker</u> og <u>kunstmarskeng</u> (T3) og <u>kunstmarskeng</u> (T4)	122224	C	2	– kanttypene er ofte vanskelig å avgrense mot tilgrensende arealtypen – få og ganske klare skiller under feltarbeidet i ME, men erfaringsgrunnlaget er noe tynt
E3.16	Innenfor <u>kunstmarskeng</u> (T4), skille mellom grunn-undertyper for <u>slåtteeing</u> og <u>beiteeng</u> , det vil si trinn langs <u>grunnleggende hevdform</u> (HF)	33445×	ACC××	4	– grenser vanskelig å trekke når begge finnes – Jeg hadde lite erfaring med dette i 2010. Jeg har angitt '4' med utgangspunkt i grensesetting på grunnlag av observasjoner av artsmangfoldet, når faktisk hevd ikke var kjent. Hvis en tar utgangspunkt i kriteriet som grunnlegges på sistnevnte, så er '2' riktigere. Jeg synes imidlertid det er vanskelig å vurdere om ei nåværende beitemark har vært slåttemark tidligere eller ikke (Det skurrer vel mye for meg hvis en f.eks. etter to års beitebruk har forvandlet ei gammel slåtteeing til ei beitemark som type). – vanskelig, særlig i enger ute av bruk og med varierende bruk – tolket det dithen at det kun foregikk beiting av sau og storfe (og hjort) i ME – for det meste greit, da gamle slåtteeiger avslører seg med å være helt ryddet for stein; aktuelt problem i BL, med mange gamle, små slåtteeiger i gjengroing i skogsl; tilstifeller der gjengroingen hadde gått langt.

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.17	Innenfor flomskogsmark (T7) og åpen flomfastmark (T8), skille mellom grunntyper på grunnlag av <u>kornstørrelse (KO)</u> , det vil si mellom <i>leir-</i> , <i>sand-</i> og <i>steinflommark</i>	334×××	A	3	– greit når det er ensartete miljøer, ellers synes jeg dette gikk veldig i hverandre og ble vanskelig, mosaikk?? – ofte blanding av kornstørrelser og vanskelig å fastslå hvilken kornstørrelse som dominerer; aktuelt spørsmål for GR der det fantes en del tresatte, sandblandede steinører – glidende overganger, vanskelig å trekke grense – kalibreringsbehov, usikker langs Lullejohka (LU) – endte opp med en subjektiv vurdering basert på vegetasjon og struktur; savner holdepunkter; tungvint å lese gjennom informasjonen i Naturtypedatabasen (den må forenkles og gjøres operativ, slik at man får ut relevant informasjon med en gang) – endte opp med en subjektiv vurdering basert på vegetasjon og struktur; savner holdepunkter
E3.18	Innenfor flomskogsmark (T7), skille mellom grunntyper på grunnlag av <u>vannforårsaket forstyrrelse: vannforårsaket forstyrrelse i flomfastmark (VF-A)</u> , det vil si mellom <i>lite</i> og <i>moderat flomutsatt</i> mark	334×××	ABC	3	
E3.19	Innenfor <u>åpen flomfastmark (T8)</u> , skille mellom <u>erosjonsflommark</u> [trinn langs <u>massebalanse: massebalanse i og i tilknytning til rennende vann (MB-B)</u>]	222××××		2	
E3.20	Innenfor <u>kystnær grus- og steinmark (T12)</u> , skille mellom grunntypene <i>naken grus-</i> og <i>steinmark</i> , <i>åpen grus-</i> og <i>steinmark</i> og <i>grus- og steinmarkskratt</i> , det vil si trinn langs <u>primær suksesjon: primær suksesjon i grus- og steinmark (PS-B)</u>	223×××	C	2	– kalibreringsbehov: hvor tett vegetasjon kreves?
E3.21	Innenfor <u>sanddynemark (T13)</u> , skille mellom <i>hvit</i> ; <i>grå</i> og <i>brun dyne</i> [trinn langs <u>dynestabilisering (DS)</u>]	2233×	AAB	3	– stort sett greit, men det glir over i hverandre her også – var ikke borti dette i felt, men inntrykket mitt er at dette bør være ganske greit; muligens kan kriteriene forbedres (?)
E3.22	Innenfor åpen ur og snørasmark (T17) og åpen skredmark (T18), skille mellom grunntyper for <i>ur</i> og <i>rasmark/hei/eng</i> (T17) resp. <i>nakent skred</i> og <i>skred-eng</i> ; det vil si trinn langs <u>primær suksesjon: primær suksesjon i ur og skredmark (PS-C)</u>	23××××	×	2.5	– var i tvil om hvor mye vegetasjon som kunne tillates [i åpne typer] – følte dette gikk greit i GR, selv det også her var ei overgangssone med spredte engplanter/gras som gjorde det litt vanskelig å trekke ei eksakt grense

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E3.23	Innenfor <u>fastmarksskogsmark</u> (T23), skille mellom grunntyper for <u>blåbær/lågurtskog</u> , <u>lyngskog</u> og <u>lavskog</u> langs økoklinen <u>uttørkingsfare</u> (UF)	22345×	CD×	3	– I typiske tilfeller greit, men hvor mye lyng og moser tillates i en lavskog? Greit i GR, men ikke alltid i mindre kontinental skog, der lavskogen finnes mest utpreget på knausene og glir gradvis over i lyngskog. – Særlig i nord var dette vanskelig. Her valgte jeg stort sett typer med liten uttørkingsfare (mye nedbør, liten fordamping). – tror dette stort sett går bra, om jeg da ikke (jf punkt E3.24 nedenfor) blander sammen med vannmetningsøkningen – problematisk i alle de tre rutene med mye skog; skyldes for min del forholdsvis liten erfaring med denne typen kartlegging i skog – ikke 100 % fortløig med skillene her; skjønner det 'i teorien', men ønsker meg egentlig en grundigere forståelse av dette – kalibreringsbehov – sliter en del med dette, men er i tvil om det skyldes gradvise overganger eller manglende kriterier, og antar det først og fremst har med mitt eget kartleggingsfokus å gjøre – problematisk i alle de tre rutene med mye skog, men ikke så problematisk for E3.23; skyldes for min del forholdsvis liten erfaring med denne typen kartlegging i skog
E3.24	Innenfor <u>fastmarksskogsmark</u> (T23), sortere variasjonen på de to økoklinene <u>uttørkingsfare</u> (UF) [<u>blåbær/lågurtskog</u> , <u>lyngskog</u> og <u>lavskog</u>] og <u>vannmetning</u> : <u>vannmetning av marka</u> (VM-A), det vil si på forskjeller mellom <u>veldrenert mark</u> og <u>fuktmark</u>	33355×	CCDD×	3	
E4 Beskrivelsessystemet for dominans i skog					
E4.1	Var det vanskelig å bruke beskrivelsessystemet for dominans?	12335×	B×	3	– skjønnsmessig, grensene for (1) satt høyt – greit ('2') i små figurer, vanskelig ('5') i store figurer – lett!
E5 Beskrivelsessystemet for tilstandsvariasjon					
E5.1	Var det vanskelig å angi <u>aktuell bruksintensitet</u> (BI)?	112234	×	2	– noen ganger vanskelig å skille mellom trinnene 2 og 3, og mellom trinnene 3 og 4 – vanskelighetene med å skille HI trinn 4 og 5 forplanter seg til BI – skillene mellom ekstensiv/svært ekstensiv/ikke i bruk [trinnene 3, 2 og 1] er ofte vanskelige – går bra etter dagens inndeling, som også virker fornuftig – mangelfull; noen av egenskapene er greie, andre kan være vriene å skåre, f.eks. bruk av sprøytemidler, og gjødsling hvis det er lite gjødslet – vanligvis greit, men enkeltvariabel 7 – manuell rydding – kan nok en sjelden gang skape utfordringer; det samme gjelder der en har både beite og slått
E5.2	Var det vanskelig å angi <u>aktuell bruksform</u> (BF)?	112233	BC	2	

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E5.3	Var det vanskelig å angi <u>tresjiktssuksessjonstilstand (TS)</u> ?	22234	DD	2	– kjenner skogbruksterminologien og -definisjonene litt for dårlig; det ble litt gjeting; trenger mer opplæring i felt – usikker på grensene; kalibreringsbehov – går jevnt over greit, men savner et trinn utover stadium 'gammelskog'
E5.4	Var det vanskelig å angi <u>sijktning (SU)</u> ?	23334x	BBBB	3	– synes det hadde vært bedre å angi dekning tresjikt og dekning busksjikt; buskdekt mark med spredte trær kommer ikke fram uten at man kombinerer med TT – vekstbegrenset skog kunne være vanskelig å fastslå i BV, der gjengroing gjorde at det var mange små bjørketrær som kanskje kunne nå over 2 m etter hvert, kanskje ikke – vanskelig å avgjøre om skogen er vekstbegrenset eller ikke (BV) – har muligens undervurdert dette, da dette med vekstbegrensning var uvant problemstilling; trolig kan klarere kriterier og beskrivelser her være nyttig – vanskelig å bedømme i store bestander med varierende tetthet – Ble litt skjønnsmessig; hadde tendens til å være så fokusert på bakken og på variasjon i naturtyper at tresjiktet ble litt 'glemt'. Var usikker på om det skulle angis en gjennomsnittstilstand eller intervall, så jeg har nok rotet litt her. Støtte i flybilder. Opprinnelig tresjiktstetthet er i mange tilfeller nesten umulig å angi. – Synes det lett ble vel mye synsing her, noe som dels skyldes manglende erfaring og hjelpemidler, dels også at dette kan variere mye gjennom et bestand/en figur. Det gjelder nok særlig når tettheten kommer over et visst nivå. – det bød sjelden på store problemer i ME-området, der skillene virket tydelige, men tror det kan være litt vanskeligere i andre kulturlandskap som ikke blir like intensivt utnyttet – Stort sett greit, men har blitt usikker på om det er hensiktsmessig. Kanskje bør det kun scores som tilstand. Det bør skilles på tresjikt som følge av gjengroing og tresjikt som en naturlig del av naturtypen (hagemark etc.) – Usikker på dette i forbindelse med flatehogd skog, hvor en del av naturtypen fortsatt har skog, mens den andre er snau. Jeg delte først en figur på GR, men rettet det opp igjen; fortsatt ikke sikker på hva som var rett
E5.5	Var det vanskelig å angi <u>tresjiktstetthet (TS)</u> ?	22334x	xxx	3	
E5.6	Var det vanskelig å avgjøre når en naturtypefigur skulle deles i en del for åpen mark og en del for skog (instruksen, punkt D12)?	1223xx	B	2	

Spm	Spørsmål	Svar- streng 1	Median	Svar- streng 2	Kommentar
E5.7	Var det vanskelig å angi <u>gjengroingsstilstand</u> (GG)?	122235	BC	2	skjønnsmessig, her trengs operasjonalisering; jeg har en oppfatning om hvordan skalaen er, men er langt fra sikker på at den korresponderer med andres oppfatninger – stort sett ikke, i det minste slik jeg har forstått inndelingen, men antagelig er det litt vanskelig med skiller mellom tidlig og sein fase; skillet mot naturmark i neste omgang kan av og til by på problemer, særlig kombinasjonstilfeller med svært ekstensiv aktuell bruk

II Landskapstypekart for Norge, en ny infrastruktur for landskapsanalyse og modellering

Lars Erikstad & Stefan Blumentrath

1 Innledning

Det finnes ulike tradisjoner for landskapsinndeling i Norge. Disse omfatter så vel analyse av terrengvariasjon og relieff (Rudberg 1968, Anonym 1984) som synteses av ulike egenskaper som også inkluderer landskapets estetiske sider (Nasjonalt referansesystem for landskap, NRL; Puschmann 2005). Inndelingssystemet i NRL er stedsorientert heller enn orientert mot generalisering (identifisering av allmenngyldige typer) på et overordnet landskapsnivå, men er utviklet til også å omhandle landskapstyper (Puschmann 2004). Etzelmüller (2007) har gjennomført en automatisk klassifisering av Norges topografi som tar utgangspunkt i en rekke landsdekkende terrengparametre og som har klare likhetstrekk med inndelingen på landskapsnivå i NiN. Landskapsinndelingen i NiN er utviklet både for landområder og havområder og vektlegger større landformenheter som daler og fjorder som selvstendige landskapsenheter. Hensikten med å inkludere landskapsnivået i NiN har vært å kunne sette miljøvariasjonen på finere skalaer inn i en større sammenheng og å legge et grunnlag for økologisk landskapsanalyse som også kunne tjene som utgangspunkt for ulike typer utbredelsesmodellering knyttet til arter og naturtyper. De klare likhetstrekkene mellom NiN og andre landskaps- og terrengklassifikasjoner gir imidlertid grunnlag for tverrfaglig konsensus om inndeling av landskapet basert på overordnede terrengforhold.

Det foreliggende delprosjektet har bestått i å utarbeide en første versjon av et landskapskart for hele det norske landarealet basert på typeinndelingen i NiN versjon 1.0 [marine landskapskart basert på denne inndelingen blir utarbeidet som ledd i andre prosjekter (Thorsnes et al. 2010, www.mareano.no)]; et kart som på en best mulig måte skal vise landskapet slik det oppleves i felt eller kan studeres på kart i ulike målestokker. En rettesnor for arbeidet med kartet har vært å lage en digital kartmodell basert på en reproducerbar kartberegning, det vil si å operasjonalisere og automatisere de faste landformkriteriene som definerer landskapstypene i NiN med minst mulig bruk av subjektiv tilpassing. En slik kartleggingsprosedyre krever eksplisitt formulering av avgrensningskriterier mellom typene og bidrar dermed også til å videreutvikle landskapstypeinndelingen. Valget av en automatisert kartleggingsmetode var også begrunnet av det praktiske behovet for å få fram et første utkast til landskapskart innenfor en rimelig tids- og kostnadsramme. Målsettingene med å utarbeide versjon 1.0 av et landskapskart basert på NiN kan oppsummeres i tre punkter: (1) å gi en landsdekkende oversikt over landskapshovedtyper basert på NiN versjon 1.0, til bruk blant annet som infrastruktur for landskapsanalyse og modellering; (2) å legge et grunnlag for videreutvikling av denne landskapstypeinndelingen (i det kommende arbeidet med NiN versjon 2); og (3) å drøfte hvordan landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1 kan benyttes som utgangspunkt for videre landskapskartlegging i Norge.

2 Materiale og metoder

2.1 Landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0

NiN er et delvis hierarkisk system for inndeling og beskrivelse av naturvariasjon (Halvorsen et al. 2009a, 2009b; se generell rapport, kapittel 3.3). To av dem fem naturtypenivåene (nivåer definert ut fra 'organisasjonsnivå' og romlig skala) som blir typeinndelt i NiN adresserer det som vanligvis oppfattes som



Fig 1 Strandflaten er på sitt videste langs Helgelandskysten i Nordland. Bildet viser strandflaten sett fra Svartisen. Mye av strandflaten er under havnivå som et bredt, ganske grunt havområde, stedvis med et mylder av skjær og øyer. Restfjell som her ved Træna er ganske vanlig. Foto: Lars Erikstad.

landskapsskala; landskapsdel og landskap (Erikstad et al. 2009a). Landskapsnivået er det nest øverste naturtypenivået som typeinndeles i NiN versjon 1.0. I NiN defineres landskap som 'et større geografisk område med enhetlig visuelt preg skapt av enhetlig dominans av store landformer og kjennetegnet ved karakteristisk fordeling av landformer, landskapsdeler (og natursystemer)'. Denne definisjonen har sterkt fokus på 'øko-landskapet', altså den delen av landskapsbegrepet som har direkte økologisk relevans. Alt ettersom om landskapet domineres av naturmark/bunn, kulturmark eller kunstmark/bunn (se Halvorsen et al. 2009b og generell rapport, kapittel 3.3.5 for forklaring) kan man tale om naturlandskap, kulturlandskap eller rene kunstmarkslandskap.

Landskapsdel-inndelingen i NiN (Erikstad et al. 2009b, Halvorsen et al. 2009a) omfatter kombinasjoner av beslektede natursystemer som danner overordnede enheter på en relativt fin romlig landskapsskala (tilrettelagt for kartlegging i målestokk 1:50 000). Typiske landskapsdeler er våtmarksmassiv (myr og kilde), innsjø og elveløp. Inndelingen på landskapsdel-nivået er ikke arealdekkende, mens inndelingen på landskapsnivået skal dekke hele Norge inkludert havområdene og Svalbard. I NiN deles landskapet inn i fem landskapshovedtyper, hovedsakelig med utgangspunkt i store landformer og terrengvariasjon (Tabell 1). Tre av hovedtypene er knyttet til en karakteristisk landform på et overordnet landskapsnivå (det vil si en landform som gir opphav til variasjon på fin regional eller grov lokal romlig skala; se generell rapport, kapittel 2.4 og Tabell 1 for begreper for romlige skalaer). Dette er kontinentalskråningen, strandflaten (Fig. 1) og dal- og fjordlandskap. Det øvrige landskapet er delt i to hovedtyper, slettelandskap og ås- og fjelltopplandskap, på grunnlag av relativt relieff (høydeforskjellene innen et område på 1 × 1 km). De fem hovedtypene omfatter til sammen 20 grunntyper eller landskapstyper. Alle hovedtypene unntatt kontinentalskråningen er definert slik at de inneholder både marine områder og landområder. Alle hovedtypene kan inneholde områder både under og over havnivået. En hovedtype (strandflaten) og noen grunntyper (nedskåret og åpent fjordlandskap

og øy- og sundlandskap) inneholder pr. definisjon konsekvent både land- og havområder. Grunnen til at ikke kartet er fullstendig ned til og med grunntyper på landskapsnivået i NiN er erfaringer med at kartbildet da ville blitt altfor komplekst for de målestokkene som er valgt.

2.2 Landskapstypekartet: grunnlagsmateriale og kartleggingsprinsipper

Kartet tar utgangspunkt i en 25 m terrengmodell (DTM 25) fra Statens kartverk og batymetriske data med 50 m romlig oppløsning, noen steder supplert med marine primærdata (dybde data) fra Statens kartverk sjø. Disse dataene ble slått sammen og interpolert til en terrengmodell med 100 m romlig oppløsning. Hele kartleggingsarbeidet er, med noen få unntak som blir nærmere beskrevet nedenfor, basert på denne terrengmodellen. En terrengmodell er en rasterrepresentasjon av terrenget, der hver celle (piksel, gridrute) i rasteret har en utstrekning (sidekantlengde) lik modellens oppløsning.

Arbeidet tok sikte på å fremstille et kart i målestokk 1:1 000 000 med et innhold som også skulle kunne framstilles i målestokker ned til 1:250 000. Kartet viser primært fordelingen av de fire landskapshovedtypene (se Tabell 1):

- strandflaten
- fjord- og dallandskap
- slettelandskap og
- ås- og fjelltopplandskap

I tillegg er en del grunnleggende egenskaper som gjenspeiles i grunntypeinndelingen utfigurert. Innenfor fjord- og dallandskap er det skilt mellom nedskåret og åpent fjord- og dallandskap, men det er ikke skilt mellom dallandskap og fjordlandskap. Dette skillet kan imidlertid leses ut av kartet fordi store fjordsjøer og kystlinjen er tegnet inn. På tilsvarende vis er det innenfor ås- og fjelltopplandskap skilt mellom småkupert og kupert ås- og fjelltopplandskap, mens det ikke er skilt mellom åslandskap og høyfjellslandskap. Langs kysten der datagrunnlaget har gjort dette mulig, er også marine landskapstyper utenfor fjordene og strandflaten vist i kartet. Utfyllende informasjon om marin landskapskartlegging finnes på www.mareano.no.

2.3 Konstruksjon av landskapstypekartet

Kartet er i hovedsak beregnet med utgangspunkt i automatiske klassifikasjonsalgoritmer som baserer seg på geomorfometrisk analyse av høydemodeller (Goudie 1990, Woods 1996). Målsettingen om å automatisere de landformbaserte kriteriene for avgrensning av landskapstyper lot seg realisere for alle landskapstypene som er definert i NiN versjon 1.0 unntatt strandflaten (og i litteraturen, se Halvorsen et al. 2009a) ved en kombinasjon av terrengkriterier og geografisk plassering. Landskapskartet tok altså utgangspunkt i en analyse av terrenget ved bruk av en digital høydemodell basert på algoritmer som er tilgjengelige i de fleste GIS-systemer. Tilpasningen av den geografiske grensa for strandflaten er den eneste delen av kartleggingsarbeidet som ble utført manuelt.

For øvrig ble landskapstypekartet laget på grunnlag av en automatisert klassifikasjonsprosedyre med to styrende elementer:

1. NiN-typekriteriene (Tabell 1) og den tekniske implementeringen av dem i GIS
2. En prioritert rekkefølge for utfigurering av de ulike landskapstypene

Først ble de to landskapstypene som er definert ut fra en konkret landform (strandflaten og dernest fjord- og dallandskap) avgrenset ved bruk av to prosedyrer som var uavhengige av hverandre. Deretter ble figurene for disse to landskapstypene slått sammen, slik at fjord- og dallandskapet fikk prioritet (ble lagt over) strandflaten og slik at strandflaten og fjord- og dallandskapet ble skilt fra det øvrige landskapet (slettelandskap og ås- og fjelltopplandskap). Dernest ble fjord- og dallandskap og resten av arealet delt inn videre i de sammenslåtte landskapstype-enhetene åpent fjord- og dallandskap, nedskåret fjord- og dallandskap, slettelandskap og kupert og småkupert ås- og fjelltopplandskap på grunnlag av relativt relieff (høydeforskjell innenfor en 1 km² rute). Disse sammenslåtte enhetene inneholder flere ulike landskapsgrunntyper (se Tabell 1).

Alle landskapstypefigurer ble filtrert i forhold til minstestørrelseskriteriene for utfigurering på landskapsnivået, som er spesifisert i prinsippene for NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b): for å utfigureres

Tabell 1. Definisjon av NiN landskap hovedtyper og grunntyper.

Kode	Landskapshovedtype	Definisjon
	Kode Landskapstype	
1	Strandflaten	Småkupert, relativt flatt landskap omkring havets nivå, det vil i hovedsak si mellom ca. 50 m dybde og 50 m over havnivå. <u>Strandflaten</u> inkluderer enkelte dypere partier (mindre daler og marine basseng som er dypere) og enkelte åser og fjell som er høyere (restfjell), men som er for små til å tilfredsstille størrelses-kravene til å være egne landskaps-arealfigurer. <u>Strandflaten</u> dan-ner en småkupert sletteform eller plattform, klart avgrenset mot fjell/høyere land i bakkant og mot kontinentalsokkelen utenfor.
2	Kontinentalskråningen	Omfatter overgangen mellom kontinentalsokkelen og dyphavet, og favner et dybdespenn på over 2000 m.
	[1] Jevn kontinentalskråning	Omfatter den mer eller mindre jevne skråningen mellom kontinentalsokkelen og dyphavet.
	[2] Marint gjel	Omfatter bratte gjel som skjærer seg gjennom kontinentalskråningen.
3	Fjord- og dallandskap	Hovedtypen <u>fjord- og dallandskap</u> omfatter store fjord- og dalsystemer inkludert fjordsjøer (det vil si langstrakte sjøer i dalbunner, for eksempel Mjøsa, Randsfjorden, Gjende og Bygdin) som er tydelig avgrenset mot landskapet omkring. Fjord- og dalsidene, det vil si alt areal under dalkanten (se NiN-dokumentasjonen (Halvorsen et al. 2009a), avgrensnings-kommentar 6 for forklaring), hører med til fjord- og dallandskapet.
	[1] Marint dallandskap	Omfatter daler som gjennomskjærer strandflaten og kontinentalsokkelen, som geografisk og utseendemessig kan oppfattes som en fortsettelse av fjord- og dallandskapet innenfor, og som har samme opprinnelseshistorie som dette.
	[2] Åpent fjordlandskap	Fjorder med relativt beskjeden nedskjæringsdybde (dalkant opp til 200 m over havnivå og største fjorddybde ned til 200 m dyp) og over det meste av nedskjæringens (dalens) lengde med relativt slake skråninger i dalsiden (10–15 ° helning).
	[3] Nedskåret fjordlandskap	Fjorder med stor nedskjæringsdybde (dalkant over 200 meter over havnivå og største fjorddybde ofte over 200 m) og over det meste av nedskjæringens (dalens) lengde med relativt bratte skråninger i dalsiden (mer enn 15 ° helning).
	[4] Åpent dallandskap	Daler med relativt beskjeden nedskjæringsdybde (dalkant opp til 400 meter over dalbunnen i et terrengprofil på tvers av dalen) og over størstedelen av nedskjæringens (dalens) lengde med relativt slake skråninger i dalsiden (10–15 ° helning).
	[5] Nedskåret dallandskap	Daler med stor nedskjæringsdybde (dalkant over 400 meter over dalbunnen i et terrengprofil på tvers av dalen) og over det meste av dalens lengde med relativt bratte skråninger i dalsiden (mer enn 15 ° helning).
4	Slettelandskap	Omfatter sammenhengende arealer med relativt relieff mindre enn 50 meter målt innen løpende ruter (naboskap) på 1 km ² . Hovedtypen inkluderer store sedimentflater på havbunnen (over et spenn av dybder), kystområder (typisk skjærgårdsområder som ikke faller inn under definisjonen av hovedtypen <u>strandflaten</u>), samt områder på land med lite relieff som resultat av jevn berggrunnstopografi eller store løsmasseforekomster.

Tabell 1 (forts.).

Kode	Landskapshovedtype		Definisjon
	Kode	Landskapstype	
	[1]	Dyphavsslette	Sletter på dypt hav (dybde under kontinentalskråningens nivå, det vil si 2000 m); omfatter havbunn med lite relieff som vanligvis er dekket relativt tynne sedimentlag.
	[2]	Kontinentalskråningslette	Sletter på dypt hav, men innenfor kanten av deler av kontinentalskråningen (dybde mellom 600 m og 2000 m). Omfatter havbunn med i hovedsak lite relieff som vanligvis er dekket av tjukke sedimentlag og som danner et platå som splitter opp kontinentalskråningen.
	[3]	Kontinentalsokkelslette	Kontinentalsokkelens slettelandskap, som ligger som en relativt flat plattform mellom dyphavet og landet innenfor (fastlandet og <u>strandflaten</u>); dominert av krystallinske bergarter..
	[4]	Lavlandsslette	Slettelandskap i lavlandet under, eller i direkte kontakt med marin grense.
	[5]	Skog- og forfjellsvidde	Omfatter åser og åsplatåer i nokså jevn høyde, fra marin grense opp til og med seterregionens vidder. Begrepet forfjell adresserer slettelandskapet som omkranser fjellkjeden (Rudberg 1968). Forfjell finnes særlig i sør, øst og nord i Norge, mens forfjellssonen som oftest mangler i vest. Vidder nedenfor forfjellet kalles skogvidde, typisk eksemplifisert ved Hedemarksvidda.
	[6]	Høyfjellsvidde	Grunntypen omfatter <u>slettelandskap</u> som i hovedsak befinner seg over seterregionen, det vil si med størstedelen av arealet over den klimatiske skoggrensa.
5	Ås- og fjelltopplandskap		Hovedtypen <u>ås- og fjelltopplandskap</u> omfatter sammenhengende arealer med relativt relieff over 50 m [målt innen løpende ruter (naboskap) på 1 km ²]. Hovedtypen inkluderer kystområder med øyer og sund (og omfatter da både marine områder og tilgrensende landområder). Det er ikke satt noen øvre grense for relativt relieff innenfor denne hovedtypen, men relativt relieff over 500 m er ikke vanlig.
	[1]	Marint fjell-landskap	Omfatter havbunnsområder med relativt relieff større enn 50 meter, som ikke har en så tydelig dal-struktur at det tilfredsstillt kriteriene for fjord- og dallandskap. <u>Marint fjellandskap</u> finnes utenfor strandflaten og, først og fremst, utenfor kontinentalskråningen, selv om landskapstypen også forekommer på kontinentalsokkelen.
	[2]	Øy- og sundlandskap	Omfatter deler av kysten, både under og over havnivå, som ikke hører til <u>strandflaten</u> og som har et relativt relieff over 50 m der vekslingen mellom hav og land danner et karakteristisk landskap med mange, ofte små øyer atskilt av sund.
	[3]	Småkupert åslandskap	Omfatter <u>ås- og fjelltopplandskap</u> som hovedsakelig ligger under den klimatiske skoggrensa og har relativt relieff mellom 50 og 200 m.
	[4]	Kupert åslandskap	Omfatter <u>ås- og fjelltopplandskap</u> under den klimatiske skoggrensa med relativt relieff over 200 m.
	[5]	Småkupert høyfjellslandskap	Omfatter <u>ås- og fjelltopplandskap</u> på det norske fastlandet og i norsk arktis som hovedsakelig ligger over den klimatiske skoggrensa og har relativt relieff mellom 50 og 200 m.
	[6]	Kupert høyfjellslandskap	Omfatter <u>ås- og fjelltopplandskap</u> på det norske fastlandet og i norsk arktis som hovedsakelig ligger over den klimatiske skoggrensa og har relativt relieff over 200 m. Alpine landformer kan dominere.

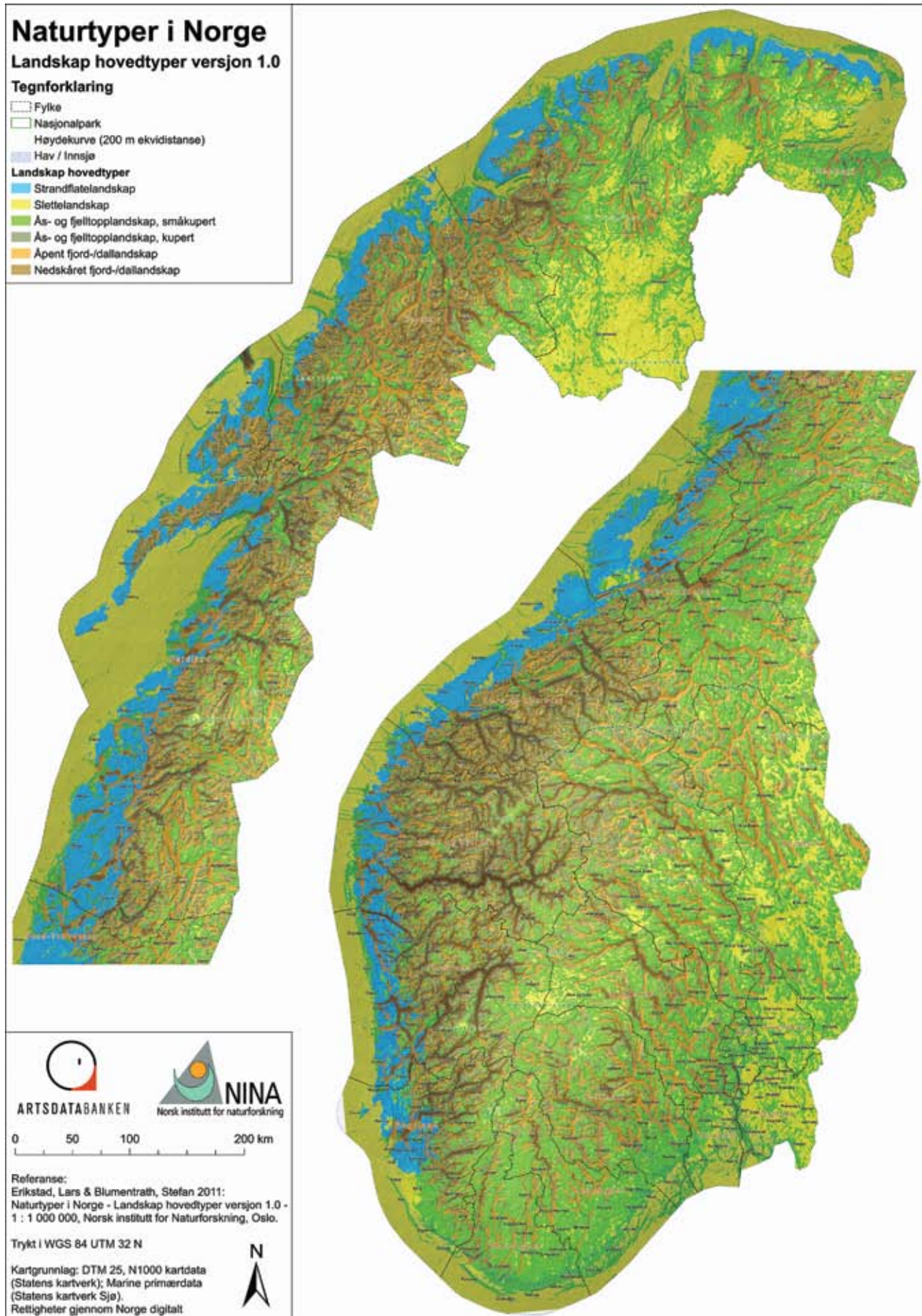


Fig. 2. Naturtyper i Norge versjon 1.0, kart over landskap hovedtyper (versjon 1) med en ytterligere inndeling basert på relativt relieff.

må en potensiell landskapstypefigur være større enn 1 km² og ha en største bredde over 500 m). Som et unntak fra dette ble særlig dype, men smale daler med mer enn 200 m dybde klassifisert som dal selv om de ikke oppfylte breddekravet. Arealer som ble filtrert bort ved anvendelse av minstestørrelseskriteriene ble tilordnet nærmeste landskapstype (på grunnlag av euklidsk avstand).

Klassifikasjonsprosedyren kan oppsummeres i følgende trinnvise prosess:

1. Klassifikasjon av fjord- og dallandskap ble utført i fire trinn:
 - a. Identifisering av potensielle fjorder og daler ved beregning av TPI [Topographic Position Index (Jenness 2006; se også Erikstad et al. 1998, Erikstad & Stabbetorp 2000)], en enkel indeks som sammenlikner høyden i et punkt med gjennomsnittshøyden i et målenabolag. Tre ulike varianter av TPI-baserte indekser ble brukt for å identifisere fjorder og daler med ulik størrelse, form og innhold (det var tilstrekkelig at et av kriteriene under var tilfredsstillt):
 - TPI < -100 i 6 km nabolag hvor man ikke tar med de nærmeste verdiene i beregningen (nabolag i form av en uthult sirkelform, smultring, 1 km brei)
 - TPI < -100 i 5 km nabolag, basert på en terrengmodell uten dybdedata (h.o.h. ≥ 0 m)
 - TPI < -100 i 3 km nabolag
 - b. Korrigering av en uønsket 'kanteffekt' som er et resultat av (a) (at 'fjord og dal' også utfigureres på overgangen mellom en bratt skråning og slettelandskap) ved å fjerne arealer fra fjord- og dallandskapsfiguren etter følgende prosedyre:
 - For å bli klassifisert som fjord eller dal må ethvert punkt i dalbunnen ha en avstand til dalsiden lengst vekk som er mindre enn 5 km. Det ble derfor målt avstand til alle områder med TPI > 100. Den maksimale avstanden til et område med TPI > 100 ble registrert i alle celler innenfor et nabolag på 10 km. Deretter ble alle celler med en maksimumverdi større enn 5 km fjernet fra fjord- og dalfiguren.
 - c. Korrigering av en uhensiktsmessig avgrensning mellom fjordlandskapet og tilgrensende landskap som er et resultat av (a) (at grensa blir liggende for dypt i dalgangen, mange steder under vann) ved å justere grensa oppover i dalsida som følger:
 - Punkter i sammenhengende skråninger med helning > 10 ° og som ligger mindre enn 1 km utenfor grensa for en fjordlandskapsfigur som avgrenset på grunnlag av kriteriene (a) og (b), ble inkludert i fjordlandskapsfiguren.
 - d. Korrigering av at noen utfigurete dallandskapsfigurer ble for korte i dalgangens lengderetning til å stemme overens med minimumskravene i NiN. Følgende prosedyre ble benyttet:
 - Fjorder og daler ble representert som en linje (midtløpe). Denne linjen ble brukt til lengdemåling. Isolerte daler lengde < 1 km ble fjernet.
2. Preliminær avgrensning av strandflaten (Fig. 1) fra resten av arealet (slettelandskap og ås- og fjelltopplandskap) på grunnlag av tre deltrinn:
 - a. Identifisering av kandidatarealer for strandflaten på grunnlag av følgende kriterium:
 - -150 m < h.o.h. < 50 m (valget av -150 m avviker fra definisjonen av strandflaten i NiN versjon 1; denne endringen i avgrensningskriteriet ble gjort på grunnlag av egne vurderinger av at strandflaten som landform strekker seg lengre ned i dypet enn tidligere antatt)
 - b. Utskilling av marine daler (fjord- og dallandskap [1] marint dallandskap) og sletter (slettelandskap [3] kontinentalsokkelslette) ved å måle jevnheten/ ujevnheten i terrenget der strandflaten med krystallinsk fjell har mer terrenguro enn de andre enhetene. Terrengindeksen VRM (*vector ruggedness measure*; Sappington et al. 2007) ble beregnet for høydelaget mellom -150 m og 0 m. Beregningen ble gjort i to forskjellige nabolag. Hvis minst ett av de tre kriteriene under ble oppfylt, ble området klassifisert som strandflate:
 - VRM ≥ 0,001 i 3 cellers nabolag
 - VRM ≥ 0,005 i 5 cellers nabolag
 - Gjennomsnittlig VRM (beregnet i 5 cellers nabolag) i slettearealene var mer enn 0.56
 - c. Manuell utfigurerings av områder som tilfredsstilte (a) og som ikke ble ekskludert i (b) dersom de også tilfredsstilte følgende geografiske kriterier:

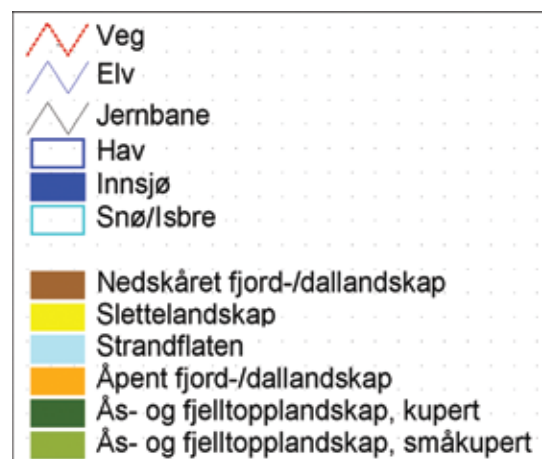


Fig. 3. Tegnforklaring til utsnitt av landskapskart i Fig. 3.4, 3.6–9 og 3.13–15.

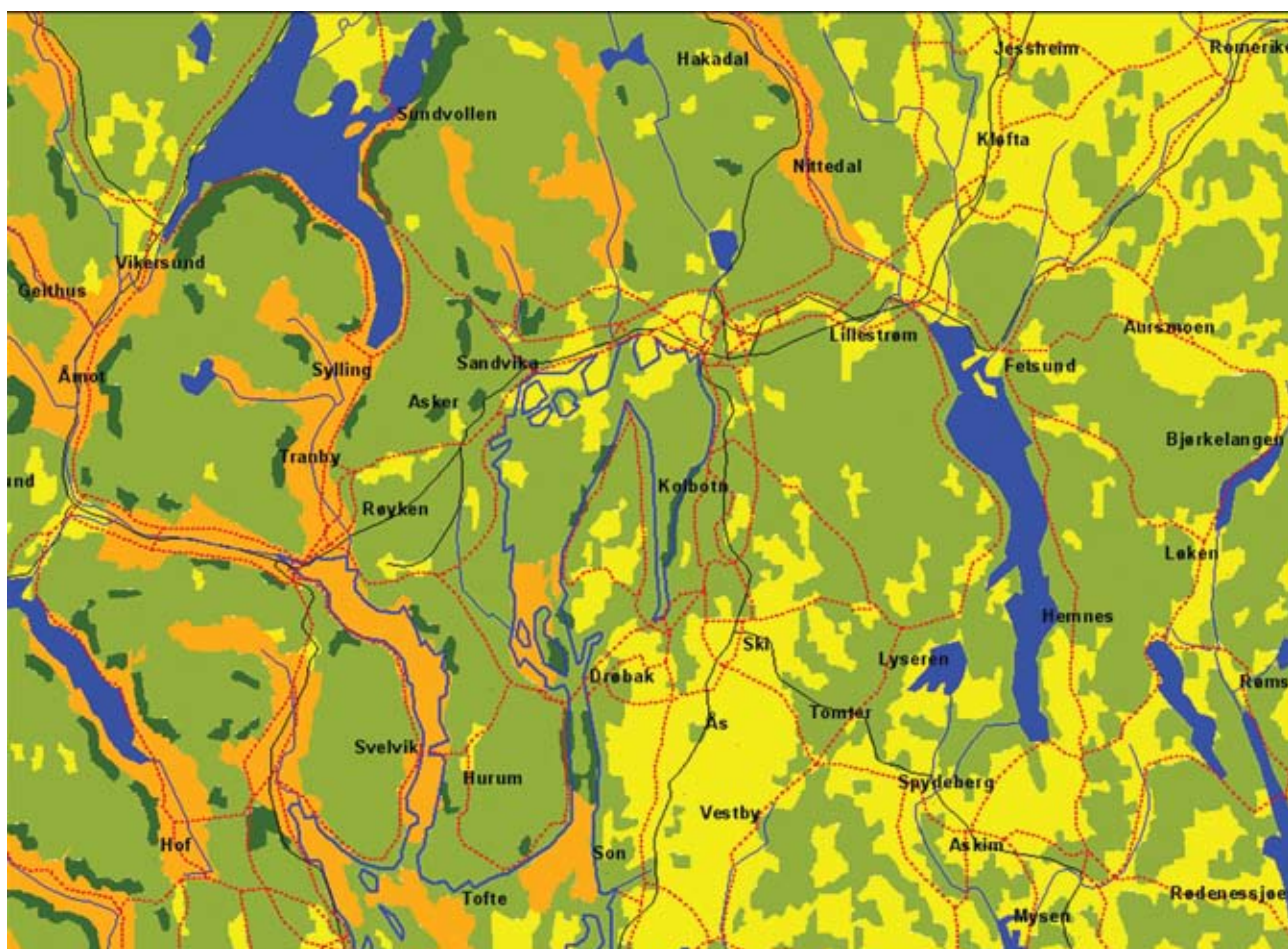


Fig. 4. Landskapet rundt indre Oslofjorden. Kystlinjen er tegnet i blå strek og man ser at landskapstypene krysser grensen mellom sjø og land. Fordi dybde data for innsjøene mangler, er det ikke mulig å fordele ferskvannsbunn-landskapet på landskapstyper på samme vis som havbunnen.

- Geografisk plassering mellom Stavanger i sør og Varangerhalvøya i nordøst
- Fordi fjord- og dallandskap hadde prioritet over strandflaten, ble ikke strandflaten utfigurert innover langs fjordene.
3. Videre oppdeling av figurer for fjord- og dallandskap i sammenslåtte landskapstype-enheter åpent fjord- og dallandskap og nedskåret fjord- og dallandskap på grunnlag av følgende deltrinn:
 - a. Nabocellene til fjordene og dalene ble valgt ut og en ny høydemodell over dalene ble interpolert basert på disse cellene (som et lokk over dalen). Forskjellen mellom denne høydemodellen og den ordinære terrengmodellen angir dybden av dalen. Der den maksimale avstanden fra dalkanten til cellene med verdier mer enn 400 m er mindre enn dalbredden, ble hele dalbredden klassifisert som, nedskåret fjord- og dallandskap ellers ble den klassifisert som åpent fjord- og dallandskap. Beregningen er gjort i et 3 km stort nabolag for å fange opp daler med bredde opp til 6 km.
 - b. Filtring av utfigurerte arealer for de to sammenslåtte landskapstype-enhetene i henhold til minstestørrelseskravet (se teksten ovenfor).
 4. Fordeling av alle celler i restarealet på tre kategorier på grunnlag av terrengformvariabelen relativt relieff (TF-1), RR, definert som differansen mellom høyeste og laveste punkt i et målenabolag på 1 km² med fokuspunktet i sentrum på grunnlag av følgende kriterier:
 - a. $RR \leq 50$ tilordnes slettelandskap;
 - b. $50 < RR \leq 200$ tilordnes småkupert ås- og fjelltopplandskap; og
 - c. $RR > 200$ tilordnes kupert ås- og fjelltopplandskap.
 - d. Filtring av utfigurerte arealer for de to sammenslåtte landskapstype-enhetene i henhold til minstestørrelseskravet (se teksten ovenfor).



Fig. 5. Glommas dal ved Flisa (Åsnes, Hedmark). Dalen er her så grunn og vid at den ikke blir klassifisert som dallandskap.

3 Resultater og diskusjon

3.1 Landskapskartet og drøfting av kartleggingsresultatet

En faksimile av landskapskartet er gjengitt i Fig. 2, mens utvalgte utsnitt av kartet (med bredde 100 km) er vist i en mer detaljert målestokk som grunnlag for en diskusjon av beregningsprosedyrer og kartinnhold (Fig. 4, 6–9 og 13–15). Alle kartutsnittene er basert på samme standard tegnforklaring (Fig. 3).

Landskapskartet er konstruert på grunnlag av en landsdekkende høyde/dybdemodell ved bruk av kriterier som i all hovedsak er reproduerbare. Kartets datagrunnlag gjør en klassifisering med glidende overgang mellom havbunn og landområder mulig. Dybdedata for innsjøer har imidlertid ikke vært tilgjengelig, slik at de samme prinsippene ikke har kunnet anvendes i områder med innsjøer. Forekomster av nedskåret fjordlandskap der fjorden er en innlands fjordsjø er derfor underrepresentert i kartet.

Kartet er konstruert med sikte på framstilling av kart i målestokker fra 1:250 000 til 1:1 000 000 (rettesnoren for landskapstypeinndeling i NiN versjon 1.0 er 1:500 000; Halvorsen 2009b) og klassifikasjonsprosedyren ser ut til å fungere godt i disse målestokkene. Det er imidlertid en kartografisk utfordring å fremstille landskapstypene i kystsonen slik at både undervannslandskap og fastlandslandskap vises og slik at geografisk gjenkjennelse er til stede. Kartet viser landskapets hovedtyper med en tilleggsinndeling knyttet til relieff. Landskapets grunntyper er ikke fremstilt siden det ville gi et for komplisert kartbilde i forhold til valgt målestokk.

Landskapskartet (Fig. 2) og de forstørrede kartutsnittene avdekker en del utfordringer knyttet til kartlegging av landskapstyper etter NiN versjon 1.0. Vi vil peke på en del av disse og drøfte mulige løsninger.

Utfordringene knyttet til avgrensning av strandflaten (Fig. 6, 10, 12 og 14) illustreres av at vi måtte ty til manuell utfigurering (om enn på grunnlag av eksplisitte kriterier). Hovedutfordringene er hvordan strandflaten best kan avgrenses geografisk og mot dypet. Strandflaten er ofte definert (Klemsdal 1982) som

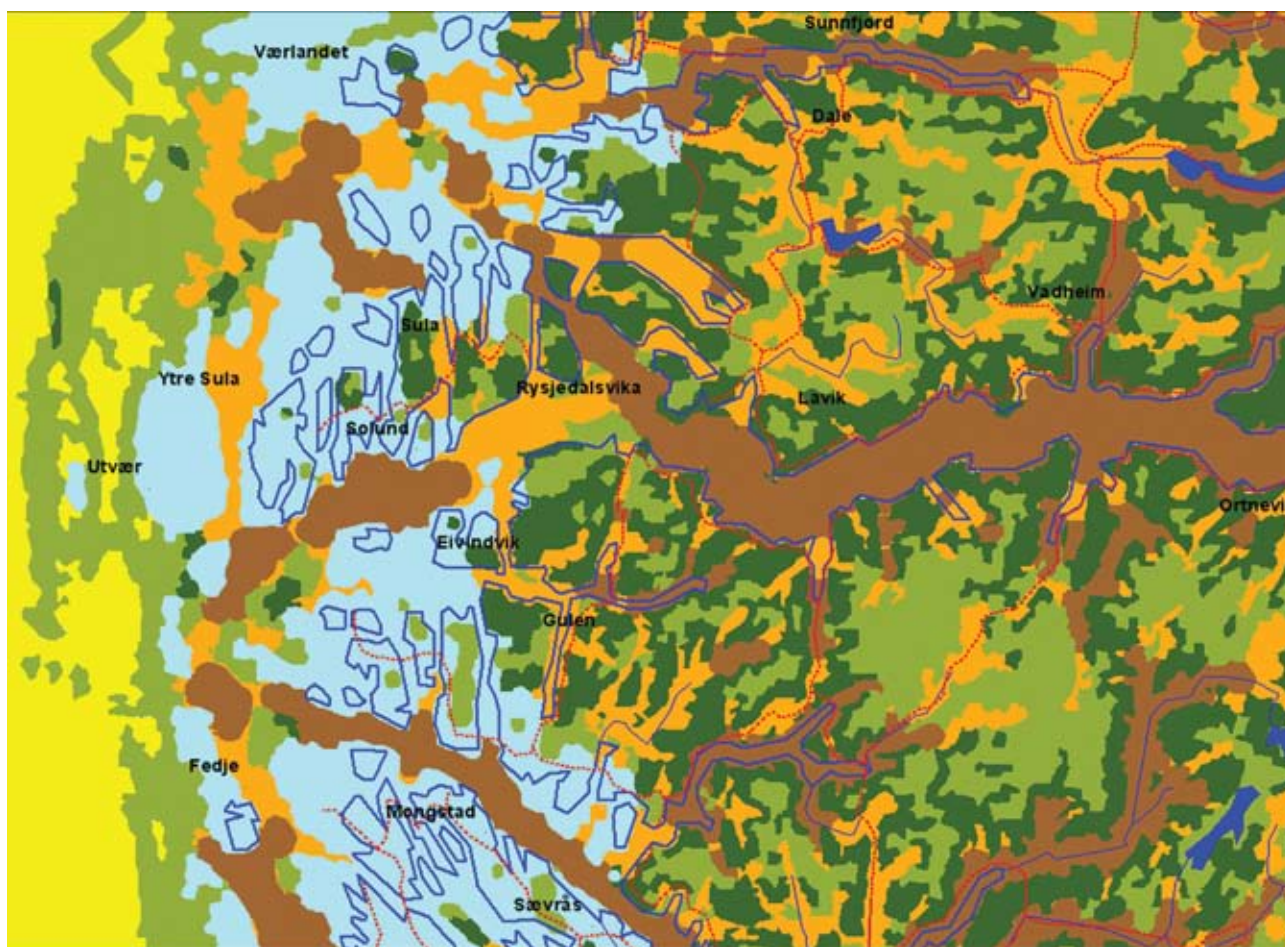


Fig. 6. Landskapet rundt ytre del av Sognefjorden (Nordhordland i Hordaland og Ytre Sogn og Sunnfjord i Sogn og Fjordane). Legg merke til at grensa mellom fjordlandskapet og tilgrensende landskap også etter korrigeringen i punkt 1c i klassifikasjonsprosedyren ligger for lavt i fjordsiden. Dette skyldes at fjorden er så dyp. Legg også merke til hvordan strandflaten er gjennomskåret av daler.

en småkupert flate i høyde/dybdeintervallet mellom -50m og $+50\text{m}$ som er tydelig avgrenset mot innlandets åser og fjell. Tradisjonell oppfatning har vært at strandflaten forekommer mellom Stavanger og Øst-Finnmark; den blir vanligvis ikke utfigurert øst for Nordkapp. Etter hvert som bedre dybde data har blitt tilgjengelig og det gjennomføres en langt mer detaljert marin landskapskartlegging enn før, er det rimelig at den klassiske definisjonen av strandflaten justeres og tilpasses resultatet av denne kartleggingen og nyere geologisk og geomorfologisk forskning. Som et første forsøk på en slik justering har vi i versjon 1.0 av landskapskartet modifisert den klassiske strandflatedefinisjonen ved å flytte dybdegrensen ned til -150m og ved å akseptere tilstedeværelse av strandflaten så langt øst som Varangerhalvøya. Disse avgrensingskriteriene må oppfattes som pragmatiske valg; kartlegging av marine landskaper har ikke vært et hovedfokus for arbeidet med landskapskartet. Enkelte steder, for eksempel i Fig. 9, grenser figurer med strandflaten til figurer med slettelandskap på land. Den foreliggende klassifikasjonsprosedyren (punkt 2a) gjør dette mulig på grunn av en absolutt øvre høydegrense for strandflaten 50m o.h. Siden denne høydegrensa ikke har noen teoretisk begrunnelse kan det derfor også på landsiden være behov for å justere kriteriene for avgrensing av strandflaten.

Flere av kartutsnittene viser at breie og grunne forsenkninger i terrenget med vår klassifikasjonsprosedyre ikke blir klassifisert som henholdsvis dal og fjord. Eksempler på kjente 'fjorder' som ikke utgjør fjordlandskap i landskapskartet er Oslofjorden (Fig. 4) og Porsangerfjorden (Fig. 11). Andre fjorder, som for eksempel Trondheimsfjorden (Fig. 9) inneholder bare delvis (langs nordkysten) fjordlandskap. Dette kartleggingsresultatet er et direkte resultat av avgrensingskriteriene for landformenhetene U-dal (EB-1) og fjorddal (EB-2) slik de er definert i NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009a). Ser man på terrengforholdene over og under vann i de aktuelle områdene synes heller ikke resultatet urimelig; disse

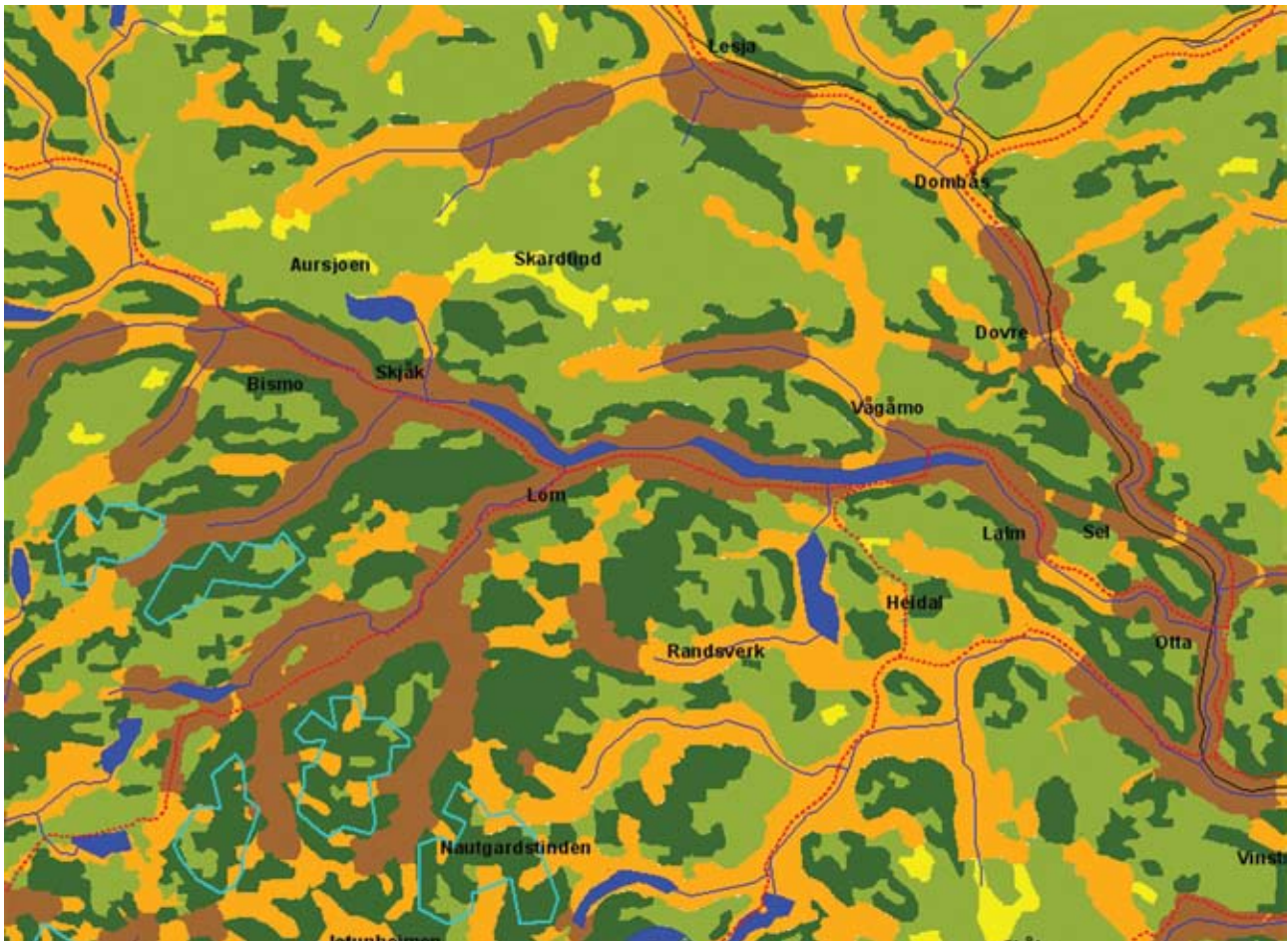


Fig. 7. Landskapet rundt nedre del av Ottadalen (Oppland). Legg merke til at også her ligger grensa mellom dallandskapet og tilgrensende landskap noe lavt i dalsiden, noe som mange steder resulterer i en kantsone med kupert ås- og fjelltopplandskap langs kanten av dallandskapsfigurene. Den røde pila viser hvor bildet i Fig. 8 er tatt.

'fjordene' representerer landformer som kan sammenliknes med åpne, grunne 'elvedaler' som Glåmdalen gjennom Solør og Sør-Østerdalen (Fig. 5). Fra Øyeren (Akershus) i sør til Rena i Åmot kommune i nord, tilfredsstiller heller ikke Glåmdalen kriteriene for utfigurering som dallandskap. For å få fram den svake dal- eller fjordkarakteren her må man ta i bruk beskrivelsessystemet til NiN (landform som kilde til variasjon) slik man har gjort i den marine landskapskartleggingen (se www.mareano.no). Mer problematisk er det at de nåværende kriteriene for utfigurering av dallandskap gjør at også svært breie og dype, men tydelige daler ikke alltid fanges opp. Her er det behov for ytterligere analyser med sikte på å gjøre utfigureringskriteriene mer presise slik at dette ikke skjer.

En konsekvens av at vi har definert grensa mellom fjord- og dalfigurer og tilgrensende landskap så konservativt ('forsiktig') som vi har gjort, er at grensa mot tilgrensende ås- og fjelltopplandskap mange steder blir liggende noe for lavt i forhold til gjengs oppfatning av hva en fjord eller en dal er. Vår hovedgrunn for å gjøre dette, har vært å unngå at dal- og fjordlandskapet strekker seg helt til topps i områder med et tett mønster av daler og spisse fjell (alpine former). Dette er illustrert i Fig. 12–13. Avgrensning av landskapstypefigurer i landskap med alpint preg krever en prinsipiell avklaring av hva et slikt landskap egentlig skal være. Løsningen i i NiN versjon 1.0, å betrakte dette som en fin mosaikk av nedskårete daler og kupert fjelltopplandskap, har den fordelen at de reelle landskapsstrukturene blir godt synlige, men det finnes også andre alternativer. En annen løsning kan være å utfigurere dalfigurer som møter hverandre, med grense øverst i dalsidene, når dalsidene møtes. En tredje løsning er å definere en alpin landskapstype der det ikke skilles mellom daler og fjelltopper. En utfordring vil i så fall bestå i å finne egnede kriterier for å skille en slik type fra landskap som skal utfigureres som en mosaikk av dallandskap og ås- og fjelltopplandskap. Det bør arbeides videre med den detaljerte avgrensingen av fjord- og dallandskapet i ulike terrengsituasjoner



Fig. 8. Ottadalen ved Vågåmo (Vågå, Oppland), fotografert mot nordvest med Vågåvatnet i forgrunnen (se landskapskartutsnittet i Fig. 7). Bildet illustrerer vanskelighetene med å gjøre en meningsfull presis avgrensning et dallandskap fra det omkringliggende ås- og fjelltopplandskapet. Foto: Lars Erikstad.

for å avklare dette spørsmålet. Generelt vil løsninger som viser reelle strukturer være å foretrekke for mer detaljert kartlegging, mens løsninger som samler mosaikkene i overordnede grupper kan være praktisk i overordnede regionale fremstillinger.

Klassifikasjonsprosedyrene som er brukt til å lage landskapstypekartet resulterer i en reduksjon av slettelandskapsfigurenes utstrekning i forhold til hvordan slettelandskap egentlig er definert. Slettelandskap er definert på grunnlag av en lav verdi for relativt relieff, målt innenfor et nabolag på 1 km². Dette betyr at grensen for slettelandskap flyttes en kilometer inn i slettelandskapet i forhold til enhver brattkant eller ås som man normalt oppfatter som grensa for slettelandskap. Det burde være mulig å rette opp denne utilsiktede effekten ved å legge til et justeringstrinn til sist i kriterium 4 i klassifikasjonsprosedyren.

3.2 Bruk av landskapskartet og videreutvikling av landskapstypeinndelingen i NiN

Landskapstypekartet viser at landskaps-hovedtypene som er definert i NiN versjon 1.0 lar seg avgrense på kart og at avgrensningskriteriene til dels lar seg operasjonalisere slik at automatisert klassifikasjon er mulig. Dette viser at det er mulig å definere ett felles kriteriesett for inndeling i landskapstyper som kan anvendes over hele landet og dermed også at det er meningsfullt å sammenlikne landskapsstruktur mellom ulike deler av landet. Drøftingen av kartleggingsresultatet viser imidlertid at noen utfordringer gjenstår før landskapstypekartet tilfredsstiller alle forventninger (og stemmer overens med gjengs oppfatning av hvordan ulike typer av landskap skal avgrenses); fremdeles finnes feilkilder og uheldige sideeffekter av kartleggingskriteriene. Disse utfordringene er viktige, ikke minst fordi de også innebærer viktige prinsipielle avklaringer av hvordan sentrale landskapsbegreper som strandflaten, fjorder og daler skal defineres og avgrenses. Det er imidlertid bare en veldig liten arealandel som påvirkes av disse utfordringene.

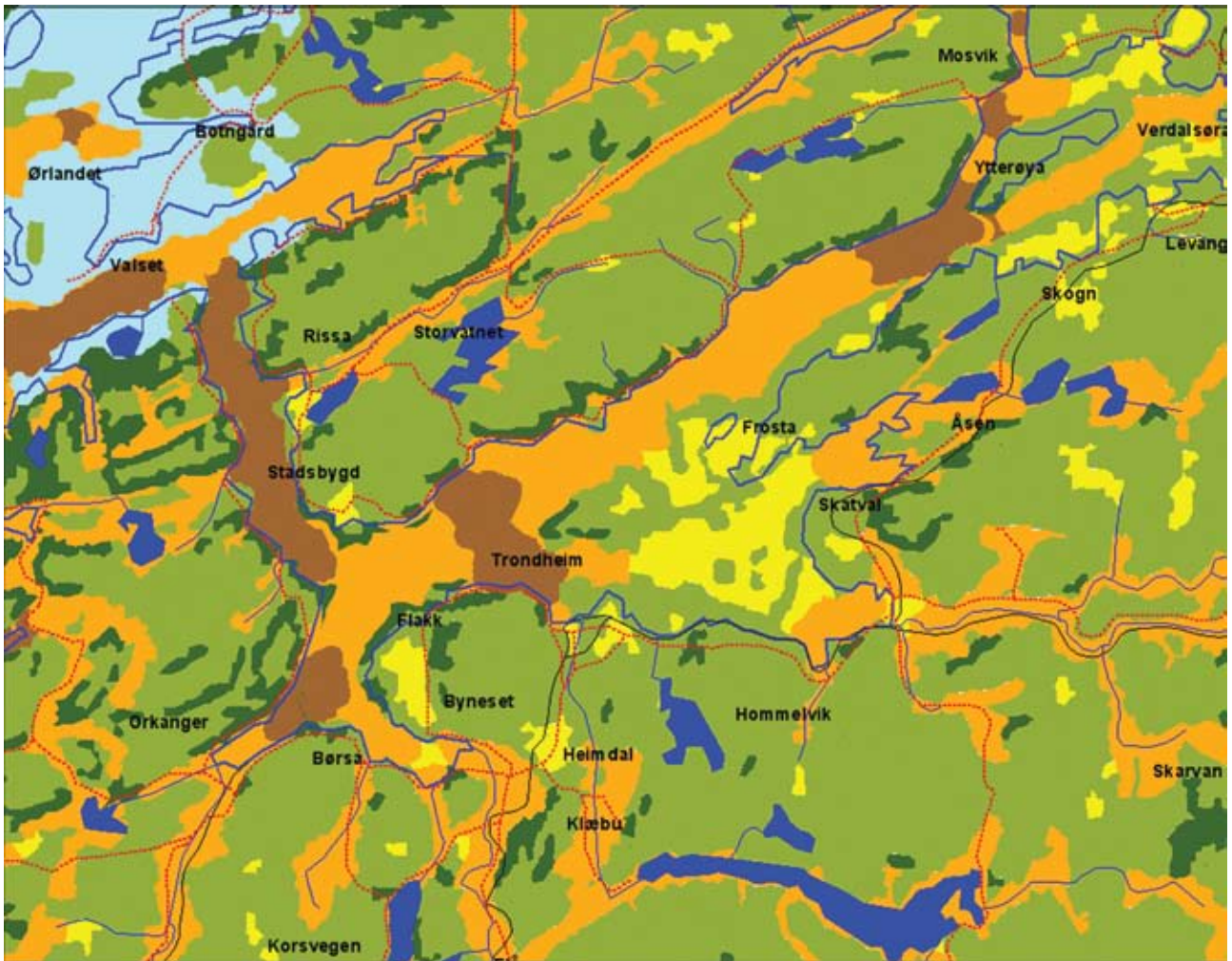


Fig. 9. Landskapet rundt Trondheimsfjorden (Sør- og Nord-Trøndelag). Legg merke til at bare de nordlige delene i 'fjorden' øst for Trondheim blir inkludert i landskapstyper for fjordlandskap. Dette skyldes at 'fjordens' sørlige bredder på grunn av den slette bunnen blir typifisert som slettelandskap og 'småkupert ås- fjelltopplandskap'. Legg dessuten merke til at også her blir grenselinja mellom fjordlandskapsfigurene og tilgrensende landskap plassert for lavt i fjordsiden. Dette gjelder både langs Trondheimsfjorden og rundt Selbusjøen, der dallandskapsfiguren blir for liten og for lite distinkt. Dette siste skyldes blant annet at klassifikasjonsalgoritmen ikke tar hensyn til dybdeforholdene i innsjøer.

Landskapskartet kan derfor, også slik det nå foreligger, brukes til regional landskapsanalyse og til å definere en arealdekkevariabel på landskapsnivå til bruk som prediktorvariabel i utbredelsesmodellering.

Ved utarbeidelse av landskapstypekartet har ikke grunntypeinndelingen på landskapsnivået i NiN versjon 1 blitt benyttet fullt ut. For eksempel er ikke alle grunntyper innenfor slettelandskap og ås- og fjelltopplandskap skilt ut. Antallet figurer i kartet er likevel høyt og mange steder finnes en fin mosaikk av små figurer (f.eks. Fig. 3.6, 3.10 og 3.12). Dette reiser spørsmålet om grunntypeinndelingen av landskapshovedtypene i NiN versjon 1.0 representerer en for fin inndeling på det overordnede landskapsnivået som blir adressert i NiN versjon 1.0, eventuelt om et generelt landskapsnivå med en størrelsesavgrensning som beskrevet i NiN versjon 1.0 lar seg kartlegge fullt ut i grove målestokker som 1:1 000 000. Løsningen vår er en mellomløsning som aksepterer typeinndelingen i NiN versjon 1.0 slik den er, men begrenser seg til å vise hovedtypene og noen sentrale elementer (relativt relieff) som anvendes ved grunntypeinndelingen.

Landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0 og det tilhørende landskapstypekartet gir uttrykk for landskapsstrukturen slik den kan tallfestes og typeinndeles på grunnlag av terrengformvariasjonen. Resultatet er en inndeling etter faste og relativt enkle kriterier. Det som først og fremst kommer til

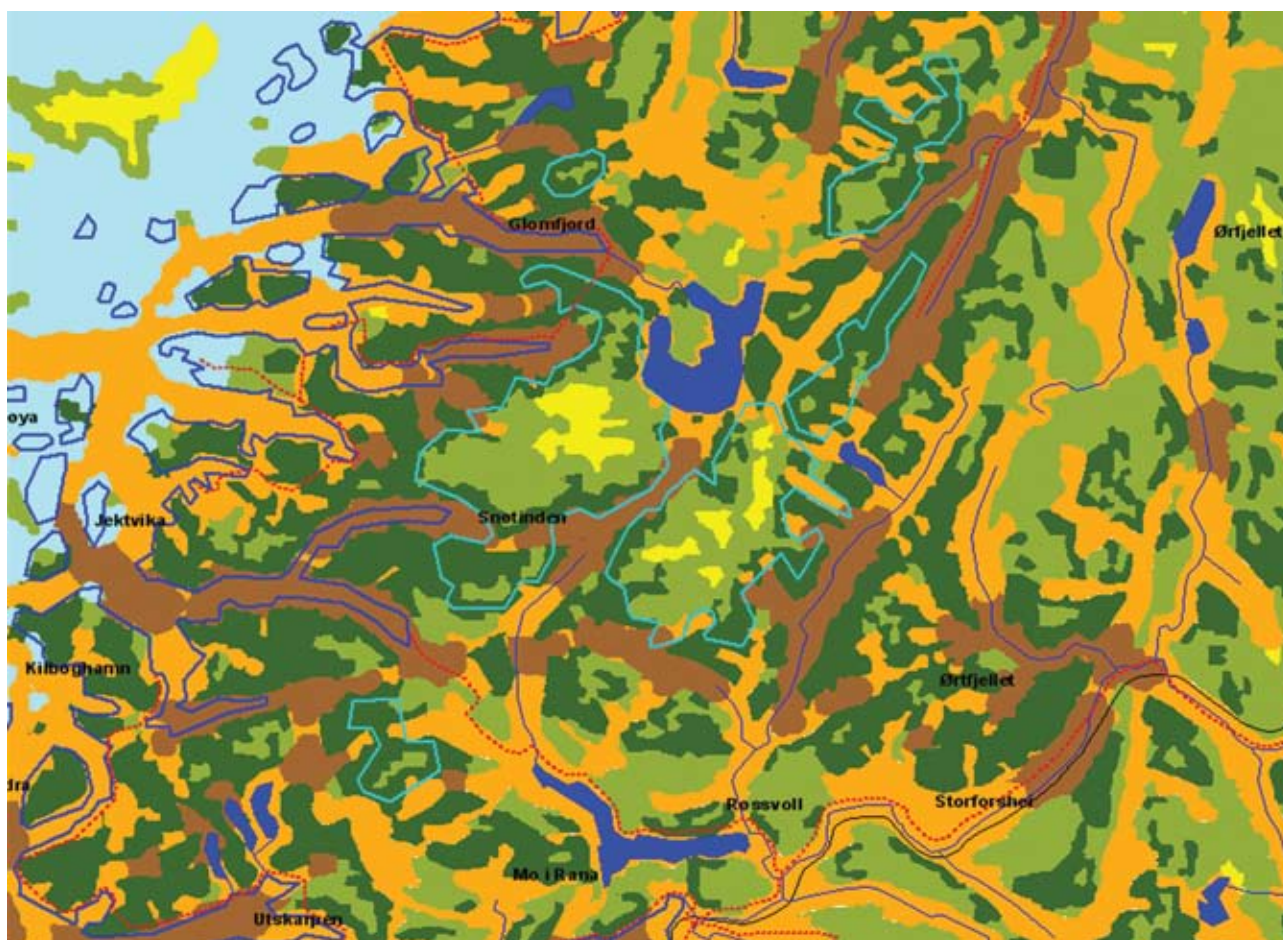


Fig. 10. Landskapet rundt Svartisen (Nord-Helgeland og Salten, Nordland). Legg merke til at platåbreene på grunnlag av klassifikasjonsprosedyren blir utfigurert dels som slettelandskap og dels som småkupert ås- og fjelltopplandskap (arealer innenfor lyseblå strek). Legg også merke til slettelandskapsfiguren utfigurert som ei 'øy' i strandflaten nordvest for Meløya øverst til venstre. I dette området ligger havbunnen dypere enn tillatt grenseverdi for klassifisering til strandflaten (punkt 2a i klassifikasjonsprosedyren).

uttrykk i landskapstypekartet er den overordnede effekten av de store terrengformene, som styrer mange komplekse miljøgradienter og dermed også variasjonen i økosystemers og arters fordeling på fin regional og lokale romlige skalaer, samt variasjonen i landskapskarakter, bosetting og næringsstruktur. Sannsynligvis er landskapstypeinndelingen etter NiN versjon 1.0 som kommer til uttrykk i det foreliggende landskapstypekartet i 1:250 000–1:1 000 000 for grov til å være egnet til kommunal og fylkeskommunal planlegging. Vi mener imidlertid resultatet av første versjon av landskapstypekartlegging etter NiN versjon 1.0 åpner viktige perspektiver for at landskapstypeinndelingen i NiN versjon 1.0 kan utvikles til en finere landskapstypeinndeling som skal kunne nyttes ved landskapskartlegging i målestokker ned til 1:50 000. De siste årene har det blitt gjennomført omfattende landskapstypekartlegging i Norge (se Simensen & Uttakleiv 2011), for det meste i målestokken 1:50 000, på grunnlag av et landskapsbeskrivelsessystemet *Nasjonalt referansesystem for landskap* (NRL, Puschmann 2004, 2005) som er utviklet ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (nå Norsk institutt for skog og landskap). NRL vektlegger mange av de samme strukturelle elementene som NiN versjon 1.0 (og landskapstypekartet), men trekker også inn estetiske og kulturelle forhold.

Simensen & Uttakleiv (2011) framholder at NRL gir grunnlag for en inndeling i landskapstyper som på mange måter framstår som hensiktsmessig ut fra brukerhensyn, blant annet med hensyn til hvor store arealfigurer (landskapsområder) som blir avgrenset. De gir imidlertid samtidig klart uttrykk for at resultatene av landskapskartlegging basert på NRL er vanskelig å bruke fordi det ikke ligger noen eksplisitt typeinndeling til grunn for avgrensningen av landskapsområdene. Dermed er det vanskelig å vurdere landskapers sjeldenhet, typiskhet og representativitet. Simensen & Uttakleiv (2011) anbefaler derfor at det blir utarbeidet

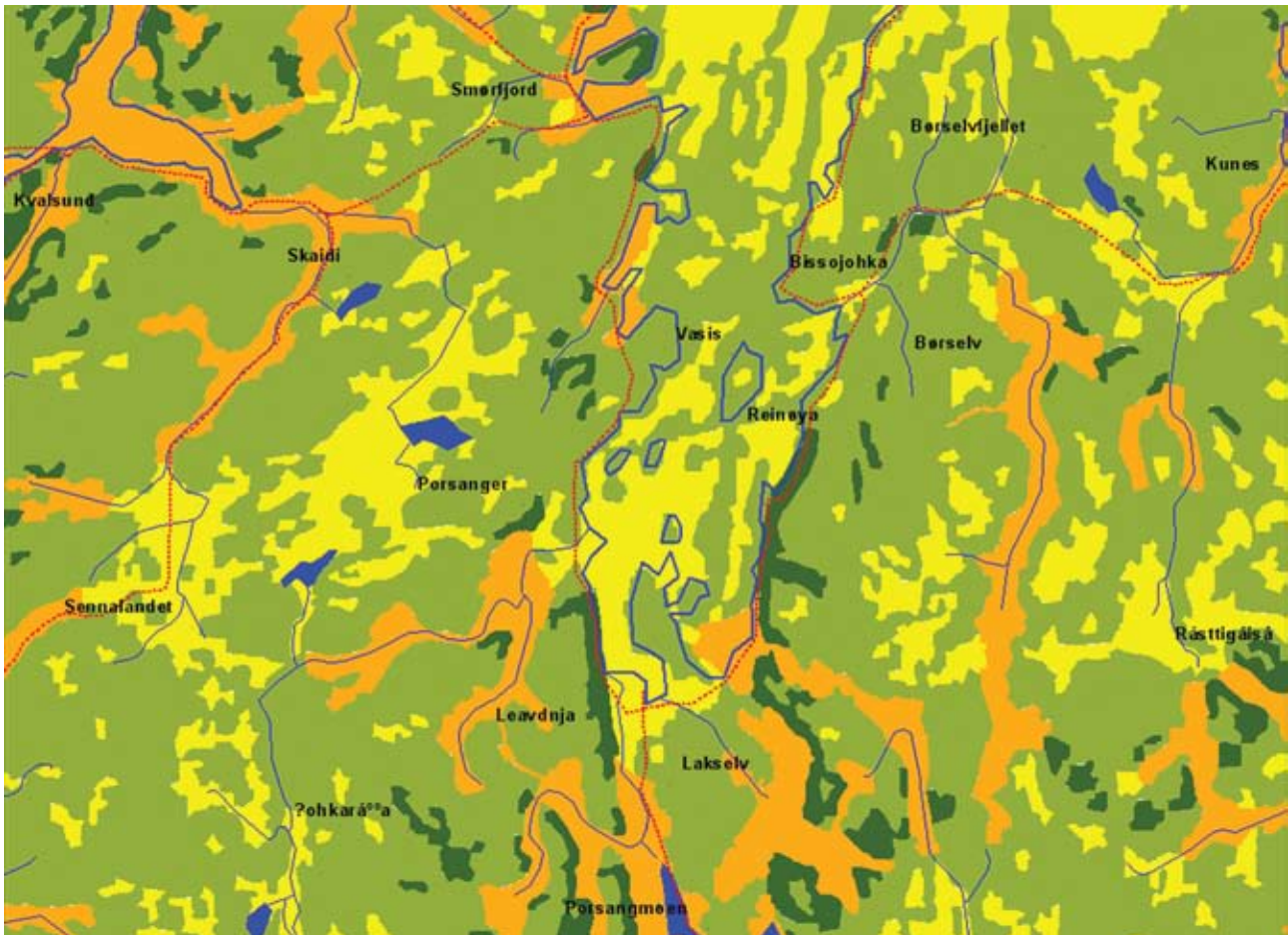


Fig. 11. Landskapet rundt indre del av Porsangerfjorden (Finnmark). Legg merke til at selve Porsangerfjorden ikke er klassifisert som fjordlandskap. Den langstrakte, distinkte figuren av kupert åslandskap på begge sider av 'fjordens' indre del kan indikere at årsaken først og fremst er 'fjordens' bredde, mens lenger ut dybden er en like viktig begrensning.

en standard nasjonal typeinndeling av landskap tilrettelagt for landskapskartlegging i målestokk 1:50 000, og at denne bygges på en videreutvikling av landskapsinndelingen i NiN versjon 1.0. Vi mener landskapskartet som er basert på NiN versjon 1.0 viser at det er mulig å typeinnde og kartlegge landskap på et overordnet skalanivå på grunnlag av presise landform- og terrengformkriterier. Videre er vi overbevist om at denne inndelingen kan legges til grunn for en finere typeinndeling basert på analyse av variasjon i landskapsegenskaper. Dette kan være landskapsestetiske egenskaper, landskapskarakter, kulturhistoriske egenskaper, økologiske egenskaper og geologiske/geomorfologiske egenskaper.

Som ledd i en slik videreutvikling av NiN, er det en forutsetning at de feil og mangler man ser i versjon 1.0 av kartet blir rettet opp og at de prinsipielle utfordringene som er årsak til disse feilene og manglene blir avklart.

En videreutvikling av landskapsinndelingen i NiN for å kunne adressere et finere landskapsnivå og egne seg for landskapstypekartlegging i 1:50 000 vil kreve at typeinndelingen gjøres mer detaljert. Erfaringene fra arbeidet med landskapskartet på grunnlag av NiN versjon 1.0 indikerer at dette kan gjøres på følgende måte:

Landskapshovedtypene i NiN versjon 1.0 omdefineres til hovedtypegrupper for å gi mulighet for en mer detaljert inndeling innenfor rammen av et generaliseringshierarki med tre nivåer.

Grunntypene i landskapsinndelingen i NiN versjon 1.0 omdefineres til hovedtyper, men hver enkelt grunntype gjøres gjenstand for grundig vurdering i lys av erfaringene med landskapskartleggingen. For eksempel må det vurderes om det er hensiktsmessig å skille fjordlandskap fra dallandskap på dette nivået, om det er hensiktsmessig å skille småkupert fra kupert ås- og dallandskap, og om det er hensiktsmessig å

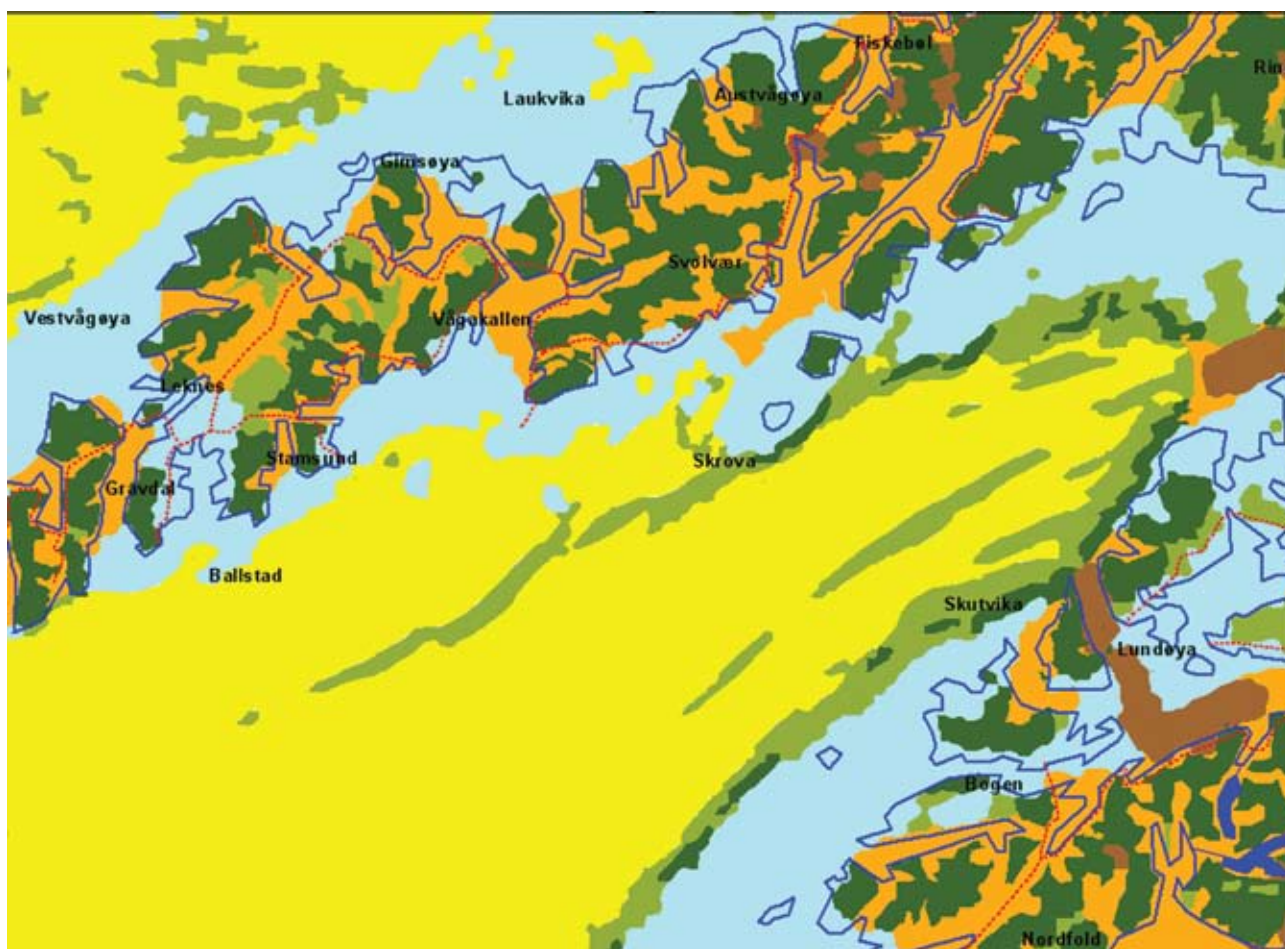


Fig. 12. Landskapet rundt Vestfjorden med Lofoten (Nordland). Kartutsnittet viser at Vestfjorden ikke blir klassifisert som fjordlandskap fordi den er for grunn og bred. Landskapet på begge sider av Vestfjorden er preget av alpine fjell, utfigurert som 'øyer' av kupert ås- og fjelltopplandskap med uregelmessig, innskåret omriss, adskilt av dallandskapsfigurer. Hvis grenselinja mellom fjord- og dallandskap og ås- og fjelltopplandskap trekkes vesentlig høyere opp i fjord- og dalsidene, vil ås- og fjelltopplandskapet i slike områder forsvinne og landskapet bare bestå av daler (se Fig. 13).

dele inn i separate typer for land- og havområdene innenfor slettelandskap og ås- og fjelltopplandskap. Det er også et åpent spørsmål hvorvidt grunntypene [1] marint fjell-landskap og [2] øy- og sundlandskap bør skilles fra hverandre og fra tilsvarende terrestriske landskapstyper på dette nivået.

Innenfor omdefinerte hovedtyper utarbeides en inndeling i grunntyper og et fullstendig beskrivelsessystem etter samme prinsipper som for landskapsdel-, natursystem- og livsmedium-nivåene i NiN. Dette vil innebære:

Avklaring med hensyn til hvilke kilder til variasjon som er viktige på dette romlige skala- og naturtypenivået.

At der må foretas et valg blant disse med hensyn til hvilke(n) kilde(r) til variasjon som skal legges til grunn for en gradientbasert inndeling i grunntyper. Tentativt vil vi antyde at de viktigste kildene til variasjon på dette fine landskapsnivået bør være landformvariasjon og objektinnhold. Objektinnhold vil her først og fremst være innhold (som kan uttrykkes som arealandeler) av hovedtyper på landskapsdelnivået [det vil si innsjøer, elveløp og myrer (våtmarksmassiv)] og på natursystem-nivået [kunstmark (konstruert fastmark av ulike typer og intensivt drevet jordbruksareal – åker og kunstmarkseng), kulturmark (kulturmarkseng og kystlynghei) og en rekke ulike typer av naturmark (f.eks. åpen ur og snørasmark, fastmarksskogsmark, nakent berg, etc.).

En analyse av empiriske data (systematiske registreringer av de landskapsegenskapene som skal legges til grunn for typeinndeling og landskapsbeskrivelse i et representativt utvalg 'landskapsprøveflater', og analyse av slike datasett med gradientanalysemetoder (se kapittel 1.4.1). Analyser av dette slaget er det



Fig. 13. Kystfjell på Hamarøy i Nordland. Alpine fjellformer som tinder og botner er vanlige. Arealer som med foreliggende klasifikasjonsprosedyre blir utfigurert som (kupert) ås- og fjelltopplandskap vil fort bli inkludert i figurer for fjord- og dallandskap dersom dalen skal følge brattkanten helt til topps. Foto: Sylvia Smith-Meyer.

empiriske grunnlaget for identifisering av viktige økokliner på de andre naturtypenivåene i NiN (se Halvorsen et al. 2009b).

Generalisering av gradientanalyseresultatene til viktige 'landskapsøkolinier' innenfor hver hovedtype, trinndeling av disse økoklinene og utarbeidelse av grunntypeinndeling.

Beskrivelse av øvrige landskapsegenskaper som 'kilder til variasjon' i et fleksibelt beskrivelsessystem (Halvorsen et al. 2009b).

En videreutvikling av inndelingen på landskapsnivået i NiN i tråd med de prinsippene som er skissert her vil kunne bli et viktig bidrag til å samle landskapsforskningen og landskapsplanleggingen i Norge. En slik prosess vil innebære samling om en felles forståelse og inndeling av landskapets grunnstruktur som kan bidra til bedre tverrfaglig landskapsforståelse, samarbeid og til bedre forvaltning ved at inndelingen gir hver sektor/bruker anledning til å beskrive landskap i så stor detalj og med hensyn på alle de egenskaper de sjøl har behov for.

Det videre arbeidet med landskapskartet etter NiN 1.0 og utvikling av landskapstypeinndelingen til en inndeling som adresserer et finere landskapsnivå bør inngå som en integrert del i utviklingen av NiN versjon 2.0 som starter i 2011 og som etter planen skal fullføres i løpet av 2013.

Referanser

- Anonym 1984. Naturgeografisk regioninndeling av Norden. – Nordiska Ministerrådet, Stockholm.
- Erikstad, L., Stabbetorp, O. & Sloreid, S-E. 1998. Krokskogen: Sårbare naturtyper i forhold til eventuell tunnellekkasje. (Krokskogen: Nature types vulnerable to potential leakage due to tunnels). – Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 513: 1-10.
- Erikstad, L. & Stabbetorp, O. E. 2000. Analyse av naturens sårbarhet i forhold til planlagt ny vannoverføringstunnel Holsfjorden-Oslo. – Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 637: 1-17.
- Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Naturtyper

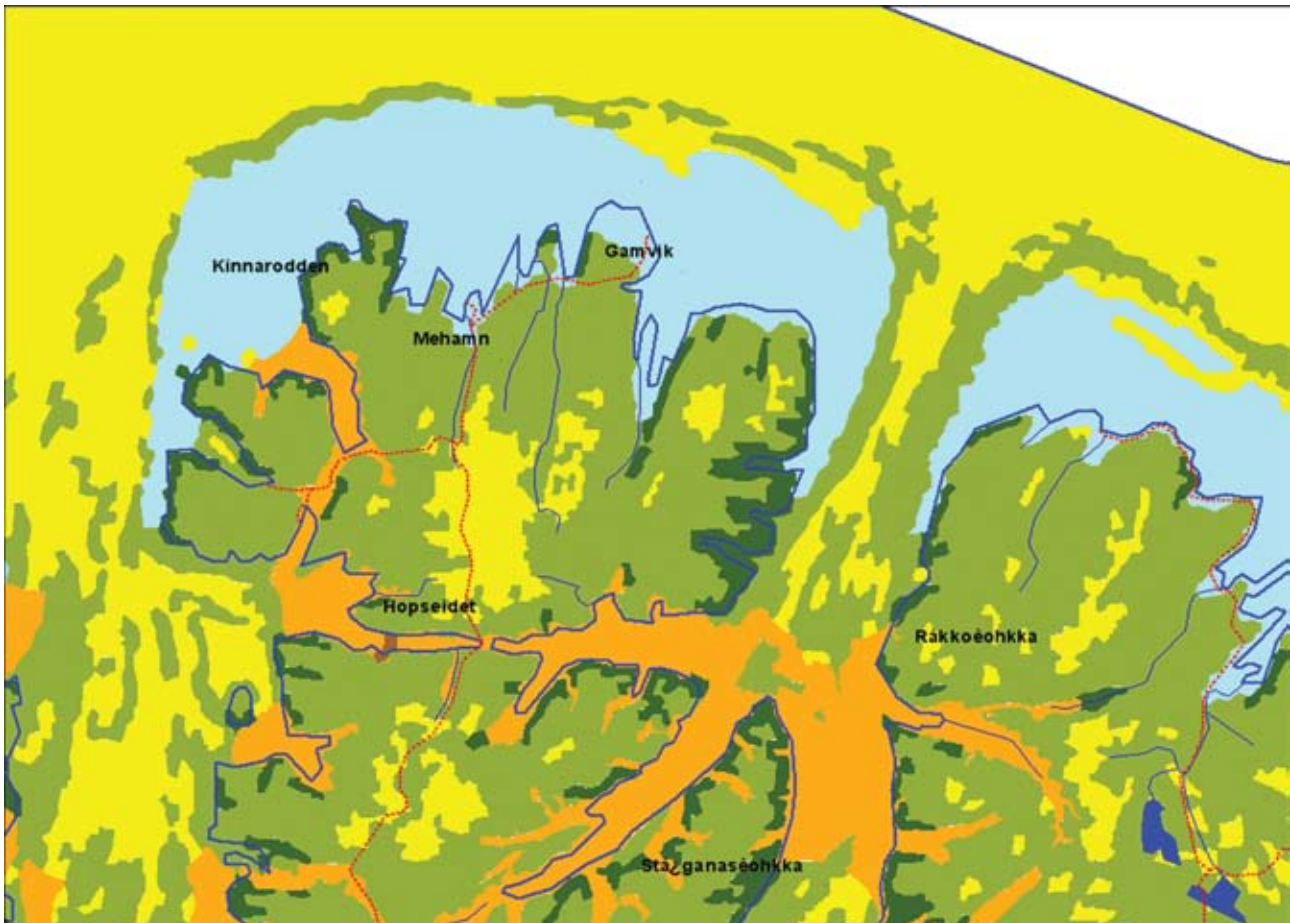


Fig. 14. Landskapet øst for Nordkapp (Nordkynhalvøya; Lebesby, Gamvik og Berlevåg kommuner, Finnmark). Kartutsnittet viser at strandflaten er bred her, bare gjennomskåret av en markert marin forsenkning som ikke er dyp nok til å bli klassifisert som dallandskap.

i Norge - Inndeling på landskapsdel-nivå. – Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 12: 1-52. Artsdatabanken, Trondheim.

Erikstad, L., Halvorsen, R., Moen, A., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Gaarder, G., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge - Inndeling på landskapsnivå. – Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 13: 1-28. Artsdatabanken, Trondheim.

Etzelmüller, B., Romstad, B. & Fjellanger, J. 2007. Automatic regional classification of topography in Norway. – Norw. J. Geol. 87: 167-180.

Goudie A. (red.) 1990. Geomorphological Techniques. – British geomorphological Research Group, London.

Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. – Artsdatabanken, Trondheim. (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/>)

Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Naturtyper i Norge (NiN) – teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1 [1.0] Artikkel 1: 1-211. www.artsdatabanken.no

Jenness, J. 2006. Topographic Position Index (tpi_jen.avx) extension for ArcView 3.x, v. 1.2. – Jenness Enterprises, Flagstaff, AZ. (<http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm>)

Klemdal, T. 1982. Coastal classification and the coast of Norway. – Norsk geogr. Tidsskr. 36: 129-152.

Puschmann, O. 2004. Landskapstyper ved kyst og fjord i Hordaland. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2004: 10: 1-94.

Puschmann, O. 2005. Nasjonalt referansesystem for landskap. – Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp. 2005: 10: 1-196.



Fig. 15 Forfjellsvidde i Hemsedal (Buskerud). Arealdekning av myr (våtmarksmassiv) og vann (innsjø og elveløp) kan være viktige egenskaper når landskapstypeinndelingen skal videreutvikles og tilpasses mer kartlegging i finere målestokker.

Rudberg, S. 1968. Geology and morphology. – I: Sømme, A. (red.) A geography for Norden. Universitetsforlaget, Oslo, s. 31–47.

Sappington, J.M., Longshore, K.M. & Thomson, D.B. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. – J. Wildlife Mgmt. 71: 1419–1426.

Simensen, T. & Uttakleiv, L.A. 2011. Metodikk og strategi for landskapskartlegging i Norge. Forprosjekt. – Sweco & Aurland naturverkstad, Trondheim.

Thorsnes, T., Erikstad, L., Dolan, M.F.J. & Bellec, V.K. 2009. Submarine landscapes along the Lofoten-Vesterålen-Senja margin, northern Norway. – Norw. J. Geol. 89: 5-16.

Wood, J.D. 1996. The geomorphological characterisation of digital elevation models. – PhD Thesis, Univ. of Leicester, Leicester. (<http://www.soi.city.ac.uk/~jwo/phd>)

III Romlig prediksjonsmodellering av griseblad (*Scorzonera humilis*) i Østfold

Rune Halvorsen, Anette Edvardsen & Vegar Bakkestuen

1 Innledning

De fleste eksemplene i litteraturen om utbredelsesmodellering adresserer grove utbredelsesmønstre basert på data om forekomst/fravær i store observasjonsenheter (1 km² eller større), hvor klimaprediktorer er viktigste forklaringsfaktorer (Franklin 2009). Romlig prediksjonsmodellering er imidlertid ofte framhevet som et potensielt viktig hjelpemiddel i arbeidet med å finne nye lokaliteter for sjeldne naturfenomener, det være seg arter eller naturtyper (Guisan et al. 2006, Marage et al. 2008). For å egne seg for slike formål må imidlertid utbredelsesmodellene gi grunnlag for mer presis prediksjon av det naturfenomenet som skal modelleres. Dette fordrer tilgang på prediktorvariabler som er registrert med finere romlig oppløsning enn én observasjon pr. kilometer. Det finnes imidlertid få utbredelsesmodelleringsstudier som er utført på så fin lokal skala at prediksjonskartene kan brukes til å leite opp sjeldne naturfenomener (arter eller naturtyper) i felt [men se Parolo et al. (2008) og Marage et al., (2008)], eller direkte brukes for å velge ut observasjonssteder i sannsynlighetsbasert datainnsamling uten å gå vegen om et nøstet utvalg.

I et nylig fullført doktorgradsprosjekt med moderne kulturlandskap i Sørøst-Norge som hovedtema (Edvardsen 2010) inngikk en undersøkelse (Edvardsen et al. i trykk) der romlig prediksjonsmodellering som mulig hjelpemiddel i forvaltningen av rødlistete plantearter ble testet ut. Studieobjektet i denne undersøkelsen var griseblad (*Scorzonera humilis*), en flerårig karplanteart som i Skandinavia har vært ansett som typisk for naturtypen kulturmarkseng (tradisjonell, semi-naturlig eng) i NiN-systemet. I Norge finnes griseblad bare i de sørøstre delene av landet. Artens hovedforekomst er sørøst i Østfold. Fordi griseblad har en klar tilknytning til naturtyper som bare finnes flekkvis i landskapet (Edvardsen 2010), og fordi hver grisebladforekomst har en utstrekning på størrelse med mange naturtypefigurer på natursystem-nivået i NiN (10–2628 m²), har resultatene av romlig prediksjonsmodellering av griseblad basert på gridding av studieområdet til 25 × 25 m ruter direkte overføringsverdi til metodikk for romlig prediksjonsmodellering av naturtyper.

Formålet med dette kapitlet er å eksemplifisere romlig prediksjonsmodellering basert på gridding av et studieområde til fin kornstørrelse, som grunnlag for å drøfte anvendelser i overvåking med sannsynlighetsbasert datainnsamling.

2 Materiale

2.1 Undersøkelsesområdet

Undersøkelsesområdet omfattet de seks sørøstligste kommunene i Østfold (Hvaler, Halden, Sarpsborg, Rakkestad, Aremark og Marker), med samlet areal 2 305 km².

2.2 Treningsdata for prediksjonsmodellering

Treningsdataene, det vil si dataene for grisebladforekomst som ble brukt til å kalibrere den romlige prediksjonsmodellen, besto av alle observasjoner av arten i undersøkelsesområdet som lot seg bekrefte i 2008. Alle herbarie- og krysslisteropplysninger om griseblad i undersøkelsesområdet, tilgjengelig fra GBIF-Norge, samt andre kjente forekomster (f.eks. basert på opplysninger fra amatørbotanikere og andre), ble ettersøkt i felt sommeren 2008. I tillegg ble en del nye grisebladpopulasjoner oppdaget under feltarbeidet.

Alle funn av griseblad ble kartfestet som del av en forekomst. En forekomst ble definert som det arealet som omslutter alle individer av griseblad som forekom i én og samme naturtype og som står mindre enn 20 m fra et annet grisebladindivid). Det totale antallet registrerte grisebladforekomster var 237. Under feltarbeidet ble forekomstene registrert i form av vektordata (punkter, linjer eller polygoner), som seinere ble transformert til rasterdata (forekomst i gridceller i et rutenett med celledimensjon 25 m × 25 m som dekket hele undersøkelsesområdet; antallet gridceller var 3 462 010).

2.3 Prediktorvariabler

Følgende åtte prediktorvariabler, som alle ble registrert eller estimert for hver celle i rutenettet, ble benyttet i den romlige prediksjonsmodelleringen av griseblad (se Edvardsen et al. i trykk for utfyllende detaljer):

- avstand til nærmeste veg (kontinuerlig variabel, oppgitt i m)
- avstand til dyrka mark (kontinuerlig variabel, oppgitt i m)
- solinnstråling ved vårjevndøgn, avledet fra digital terrengmodell (kontinuerlig variabel)
- solinnstråling om vinteren, avledet fra digital terrengmodell (kontinuerlig variabel)
- solinnstråling om sommeren, avledet fra digital terrengmodell (kontinuerlig variabel)
- markslagsklasse, avledet fra digitalt markslagskart (kategorisk variabel med 37 klasser)
- topografisk fuktighetsindeks, avledet fra digital terrengmodell (kontinuerlig variabel)
- høyde over havet, avledet fra digital terrengmodell (kontinuerlig variabel, oppgitt i m)

2.4 Uavhengige evalueringsdata

Romlige prediksjonsmodeller som er kalibrert på treningsdata som ikke er innsamlet på en observatør-uavhengig måte og som heller ikke inneholder reelle fraværsobservasjoner, må evalueres ved bruk av evalueringsdata som er innsamlet uavhengig av treningsdataene og som inneholder reelle tilstedeværelse/fraværsobservasjoner (se generell rapport, kapittel 4.2.6). Påliteligheten av evalueringen avhenger av at evalueringsdatasettet inneholder flere enn et visst minimumsantall observasjoner av tilstedeværelse (som tommelfingerregel minst 10). Desto sjeldnere det modellerte naturfenomenet er, desto større feltinnsats må til for å samle inn et evalueringsdatasett som er godt nok. Derfor mangler evaluering med uavhengige evalueringsdata i de aller fleste modelleringstudier av sjeldne naturfenomener, til tross for at dette er et helt nødvendig kvalitetssikringstrinn (generell rapport, kapittel 4.2.6).

Vi samlet inn et sett av uavhengige evalueringsdata for griseblad på følgende måte: Predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse, $RPPP_j$, for griseblad i hver gridcelle j (se forklaring nedenfor), angitt på en skala fra 0 til 100 (*logistic output* format i Maxent), ble brukt til å fordele (alle) gridcellene på 10 klasser ($RPPP_j < 10$, $10 \leq RPPP_j < 20$, etc.). Deretter ble 60 linjer (åpne transekter, med retning fra vest mot øst), hver med ni observasjonsenheter á 25 m × 25 m (gridceller) og med avstand 75 m mellom naboenheter (det vil si at det var 100 m mellom tilsvarende hjørne i to nabo-observasjonsenheter) plassert etter en tilfeldig metode med tilleggsbetingelser. Det var den midtre observasjonsenheten ('sentercella') i hvert transekt som ble trukket ut tilfeldig. Tilleggsbetingelsen var at ingen celle som lå mindre enn 1 km fra en tidligere uttrukket sentercelle kunne trekkes ut som ny sentercelle. Valget av 75 m avstand mellom naboenheter sørger for at den romlige autokorrelasjonen mellom observasjoner i evalueringsdatasettet blir minimal; ingen grisebladpopulasjon hadde så stor utstrekning at den ble fanget opp av mer enn én observasjonsenhet i noe transekt. De første ti transektene ble funnet ved å trekke ei 'sentercelle' tilfeldig blant alle gridceller klassifisert til hver av de ti RPPP-klassene. Deretter ble (i) RPPP-verdier for hver av de ni observasjonsenheter i hvert transekt, i alt 90 observasjonsenheter, funnet; og (ii) frekvensfordelingen for RPPP-verdier over de ti klassene beregnet. Sentercella i neste transekt ble trukket tilfeldig blant alle gridceller klassifisert til den RPPP-klassen som så langt var representert med færrest observasjonsenheter i evalueringsdatasettet, og som ikke lå nærmere en tidligere uttrukket sentercelle enn 1 km. Prosessen ble gjentatt til antallet transekter var 60. Det totale antallet observasjonsenheter i evalueringsdatasettet var 528 etter at 12 potensielle observasjonsenheter som av praktiske grunner ikke lot seg besøke, var utelatt. Hver observasjonsenhet á 25 m × 25 m ble oppsøkt i felt sommeren 2009 i blomstringstida for griseblad og sjekket nøye for tilstedeværelse eller fravær av arten.

3 Metoder

3.1 Romlig prediksjonsmodellering

Romlig prediksjonsmodellering av griseblad ble gjort ved bruk av Maxent versjon 3.1.0, med standardvalg av parametre (Phillips et al. 2006, Phillips & Dudík 2008). Treningsdatasettet besto av de åtte prediktorvariablene som ble beskrevet i kapittel 2.3. Maxent-metoden ble valgt fordi den har vist seg å være en av de mest pålitelige metodene for romlig prediksjonsmodellering, også sammenliknet med metoder som bruker tilstedeværelse- og reelle fraværdata (Elith et al. 2006, Guisan et al. 2007, Elith & Graham 2009, Phillips et al. 2009).

Når man ikke veit hvor vanlig et naturfenomen (f. eks. en art) er i et område, slik tilfellet er når datagrunnlaget bare består av kjente forekomster mens reelle fraværsobservasjoner mangler (for eksempel i treningsdatasettet for grisebladmodelleringen), skal prediksjonene fra Maxent-modellen tolkes som relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP-verdier, *relative predicted probabilities of presence*; R. Halvorsen, upubl. manuskript; se generell rapport, kapittel 4.2.2 punkt 2). Begrepet 'relativ' betyr at en gridcelle med høyere RPPP-verdi enn en annen celle også har større sannsynlighet for at arten skal forekomme, men at RPPP-tallverdien ikke sier noe om hvor mye større denne sannsynligheten er (Phillips et al. 2006). Vi valgte skalaen *logistic output* for prediksjoner fra Maxent. På denne skalaen blir predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse angitt på en skala fra 0 til 1.

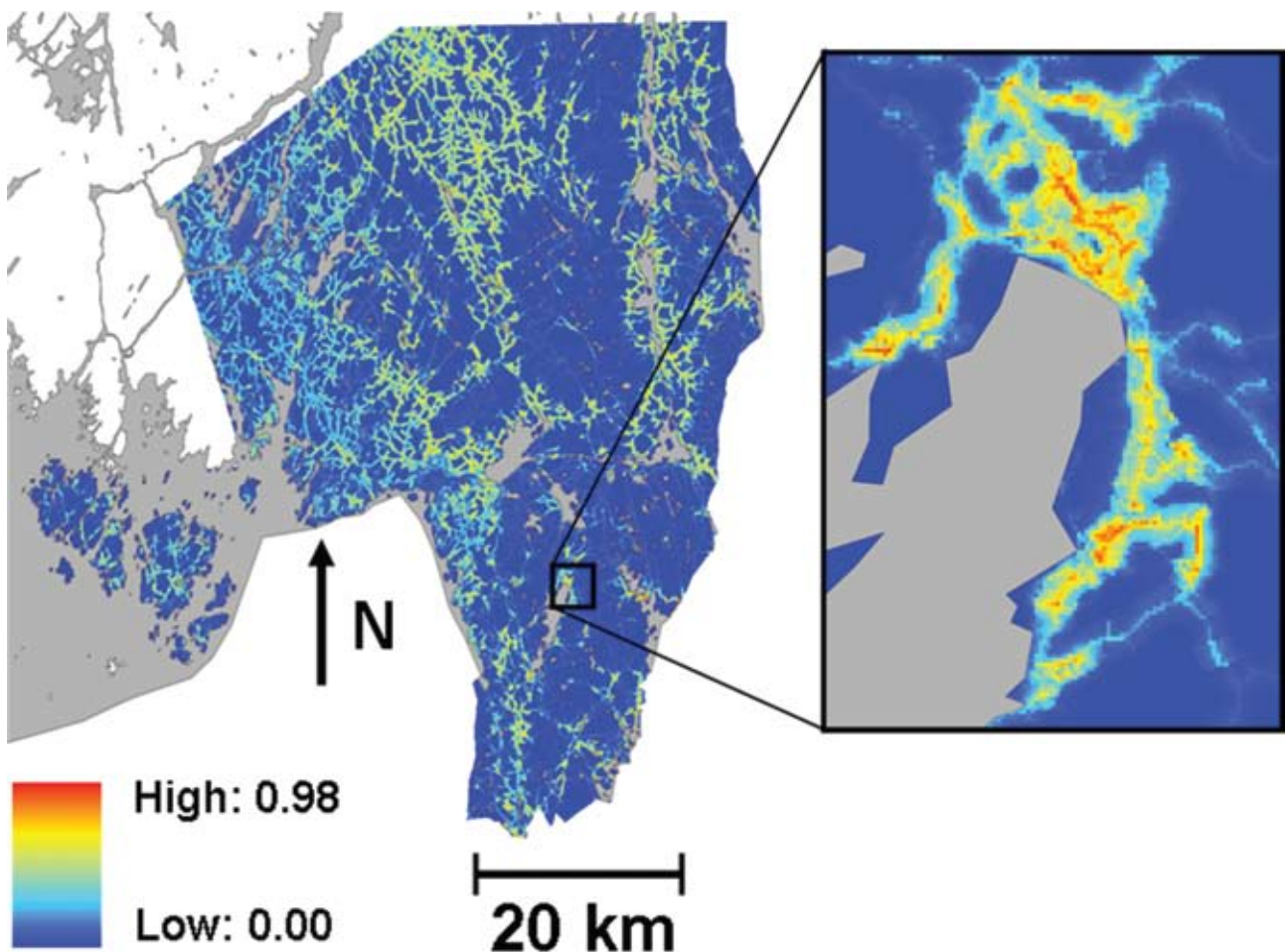


Fig. 1. Prediksjonskart for griseblad (*Scorzonera humilis*) i undersøkelsesområdet i sørøstre Østfold, basert på en Maxent-modell. Fargeskalaen angir relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 1 (*logistic output* i Maxent).

3.2 Evaluering av prediksjonsmodellen

Maxent-modellen for griseblad ble evaluert ved bruk av det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet, som besto av tilstedeværelse/fraværsobservasjoner i 528 observasjonseenheter, til å konstruere ei ROC-kurve (*receiver operating characteristic curve*) som forklart i detalj i generell rapport, kapittel 4.2.6. Arealet under ROC-kurva, AUC (*area under curve*; Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997) ble benyttet som indikator på hvor god prediksjonsmodellen var. AUC-verdien er egentlig et estimat for sannsynligheten for at en modell vil tilordne en høyere RPPP-verdi til en tilfeldig valgt tilstedeværelseobservasjon enn til en tilfeldig valgt fraværsobservasjon (Pearce & Ferrier 2000). Prediksjonsmodeller karakteriseres ofte som meget gode når AUC-verdien er mellom 0,9 og 1,0, som gode når AUC er mellom 0,8 og 0,9, som akseptable når AUC er mellom 0,7 og 0,8 og som dårlige når som AUC er lavere enn 0,7 (se generell rapport, kapittel 4.2.6).

I tillegg til å beregne AUC ble evalueringsdatasettet brukt til å 'oversette' RPPP-verdiene for hver gridcelle til en skala for reell sannsynlighet for tilstedeværelse (TPP; *true probability of presence*). Dette gjorde vi ved logistisk regresjonsanalyse prosedyren beskrevet av Pearce & Ferrier (2000). Denne analysen bygger på en forutsetning om at oppdagbarheten for griseblad var 1, det vil si at griseblad ble funnet i alle gridceller der den virkelig forekommer. Denne forutsetningen er realistisk, ettersom arten er stor og lett å få øye på, både i blomstringstida på forsommeren og langt utover sommeren. Den logistiske regresjonsmodellen ble brukt til å finne estimat for TPP som funksjon av RPPP. Estimer for standardfeilen til koeffisientene i modellen ble brukt til å beregne konfidensintervall for TPP-estimatet. Vi brukte modellen til å estimere TPP for hver eneste gridcelle i undersøkelsesområdet. Summen av estimert TPP for alle gridceller gir et estimat for

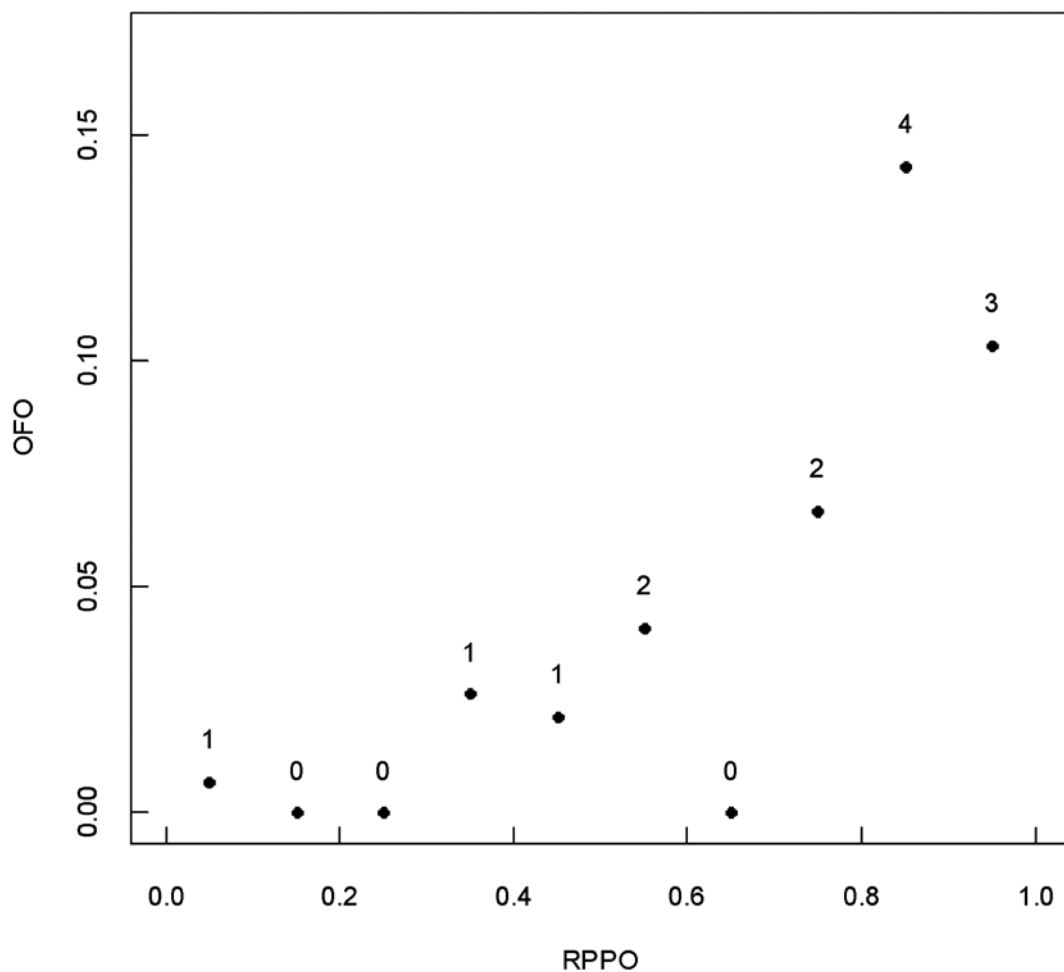


Fig. 2. Evaluering av den romlige prediksjonsmodellen for griseblad (*Scorzonera humilis*) ved bruk av det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet. For hver av ti klasser (0–0,1, 0,1–0,2 etc.) som skalaen for predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP-verdiene) ble delt inn i, er det på y-aksen angitt observert tilstedeværelsefrekvens i evalueringsdatasettet (OFO). Tallet som er knyttet til hvert punkt i figuren angir antallet observasjonseenheter arten ble funnet.

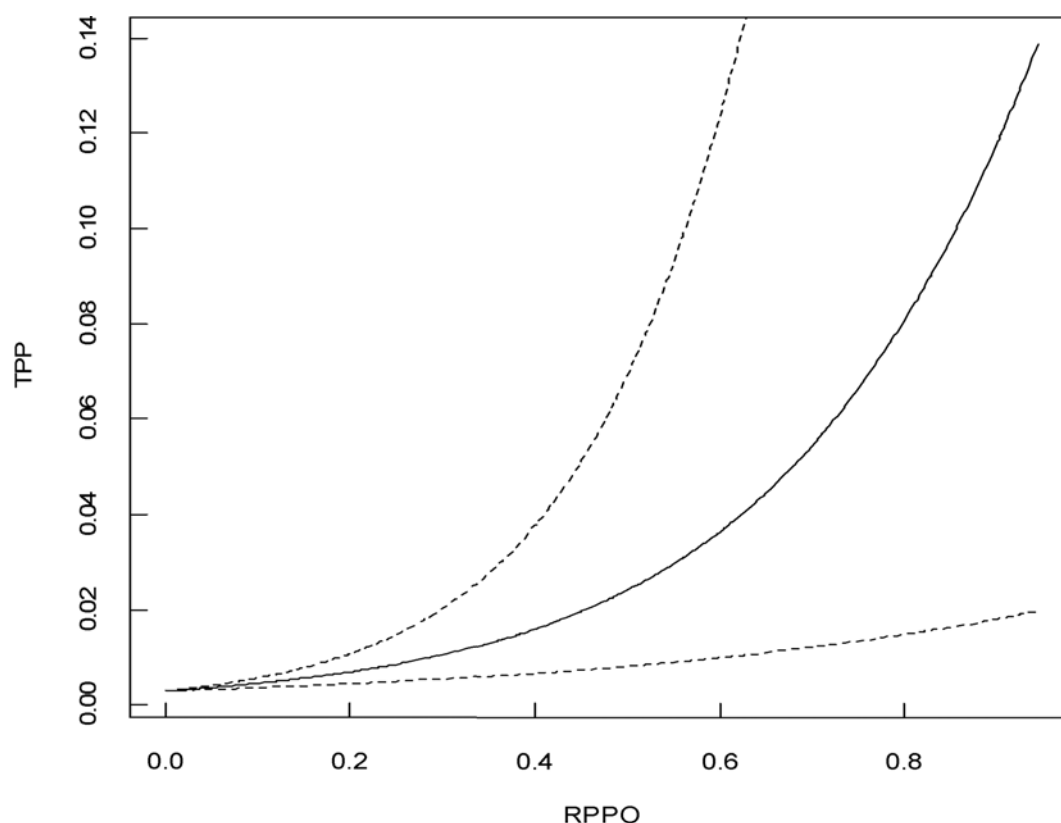


Fig. 3. Logistisk regresjonsmodell som viser sammenhengen mellom sannsynlighet for tilstedeværelse (TPP) for griseblad (*Scorzonera humilis*) i 25 × 25 m-ruter i undersøkelsesområdet i sørøstre Østfold og predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) for de samme rutene (heltrukket linje). Stiplede linjer angir et 95% konfidensintervall. Stigningstallet for modellen, gitt av funksjonen $\text{logit}(TPP) = 4.207 \cdot RPPP - 5.798$ var sterkt signifikant forskjellig fra null ($p = 0.00017$).

antall gridceller der griseblad virkelig forekommer. Et estimat for tilstedeværelsefrekvensen (*prevalence*) for griseblad fikk vi ved å dele denne summen på det totale antallet gridceller.

4 Resultater

4.1 Prediksjonsmodellen

Den romlige prediksjonsmodellen for griseblad, vist i Fig. 1, predikerer tilstedeværelse av arten langs vegnettet i undersøkelsesområdet, i særdeleshett der veger grenser mot dyrka mark. Blant de åtte prediktorvariablene avtok det relative bidraget til modellen i følgende rekkefølge: avstand til nærmeste veg (46,9 %), avstand til dyrka mark (38,5 %), markslagsklasse (7,1 %), høyde over havet (5,7 %), øvrige variabler (1,8 % til sammen).

4.2 Evaluering av prediksjonsmodellen

Griseblad ble observert i 14 av de 528 observasjonseenhetene i evalueringsdatasettet. Hyppigheten av observerte forekomster i evalueringsdatasettet (OFO; *observed frequency of observations*) økte med økende predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) (Fig. 2), og denne økningen var sterkt signifikant større enn ingen økning (Fig. 3). AUC-verdien for modellen, vurdert på grunnlag av evne til korrekt prediksjon

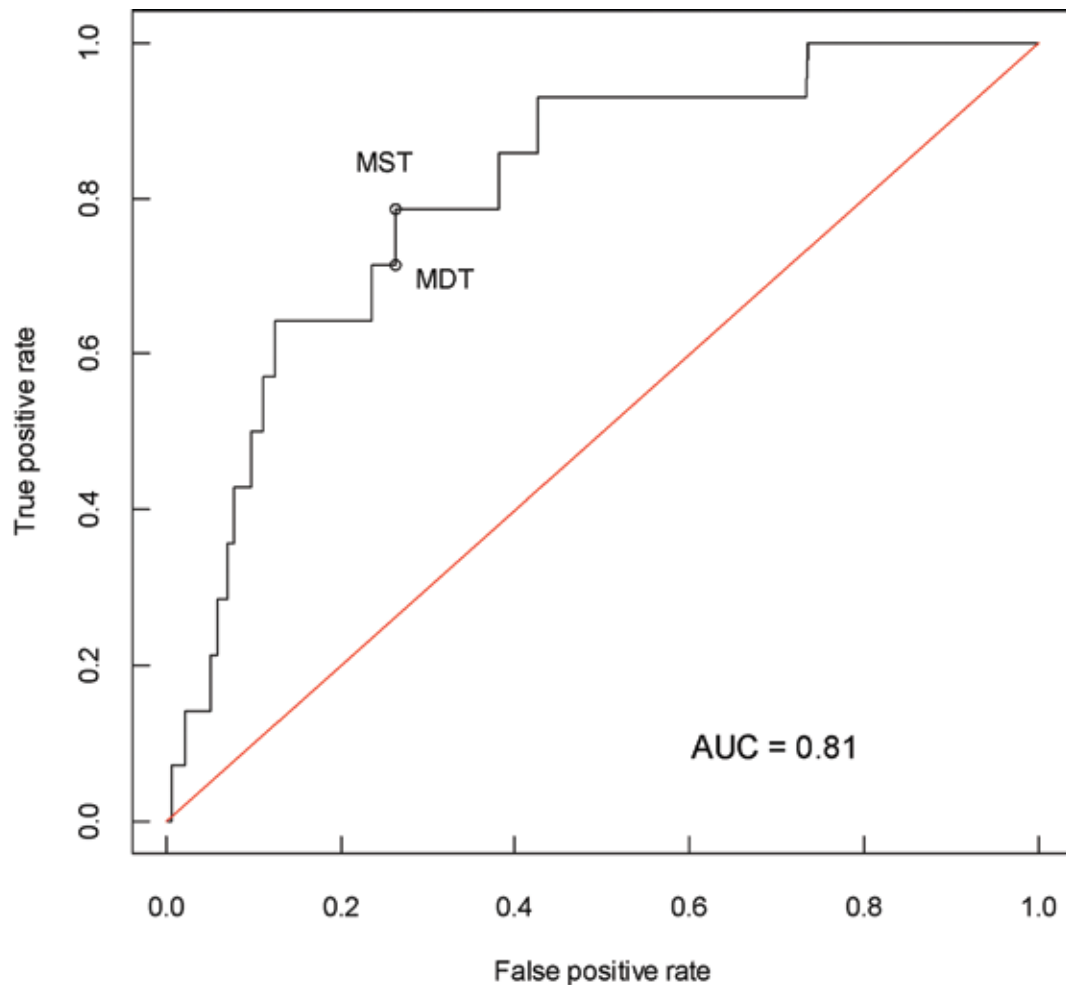


Fig. 4. ROC-kurve for Maxent-modellen for griseblad (*Scorzonera humilis*) (svart kurve), beregnet for det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet. ROC-kurven viser sammenhengen mellom andel falske positive og andel ekte positive, som funksjon av terskelverdi (se teksten for forklaring). AUC-verdien angir arealet under ROC-kurven. MST og MDT er forslag til terskelverdier, gitt to forskjellige kriterier for en god modell. Den røde linja angir AUC = 0,5, som svarer til en modell uten evne til å skille tilstedeværelse- fra fraværsobservasjoner.

for observasjonssenheter i det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet, var 0,810. Dette svarer til en god modell (Fig. 4).

På grunnlag av den logistiske regresjonsmodellen for sammenheng mellom reell sannsynlighet for tilstedeværelse (TPP) og predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) for griseblad ble artens tilstedeværelsefrekvens beregnet til 0,007, det vil si at arten ble predikert å forekomme i 0,7 % av de 3 462 010 gridceller á 25 m × 25 m som undersøkelsesområdet er delt opp i. Dette utgjør ca. 24 000 gridceller!

5 Diskusjon

5.1 Kan vi stole på prediksjonsmodellen?

AUC-verdien på 0,81 for griseblad-modellen, beregnet for det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet, er langt høyere enn medianverdien for AUC for enkeltmodeller for det store metadatasettet NCEAS (som

består av 226 arter fra 6 ulike deler av verden). Dette metadatasettet er mye brukt ved evaluering av romlige prediksjonsmodeller (Elith et al. 2006, Guisan et al. 2007, Wisz et al. 2008). Vår AUC-verdi er også høyere enn den som ble funnet for modeller for de sjeldne artene *Eryngium spinalba* (Marage et al. 2008) og solblom (*Arnica montana*; Parolo et al. 2008) i Alpene; to arter som i likhet med griseblad er knyttet til utbredelsesområde (Lobo 2008, Stokland et al. subm. ms) og når den modellerte arten har lav kulturlandskap preget av et tradisjonelt hevdregime. Når vi også tar med i betraktningen at AUC-verdier generelt er lavere når undersøkelsesområdet ikke strekker seg utover artens tilstedeværelsefrekvens (Maggini et al. 2006), har vi grunn til å karakterisere den romlige prediksjonsmodellen for griseblad som god i forhold til sammenliknbare publiserte prediksjonsmodeller.

Det er likevel mange usikkerhetsmomenter knyttet til vår modell for griseblad, liksom til alle andre prediksjonsmodeller. To kilder til redusert prediksjonsevne, som ofte nevnes i litteraturen, er lav oppdagbarhet (Guisan et al. 2006) og feil i artsobservasjonsdataene (Hirzel & Le Lay 2008). Ingen av disse feilkildene er imidlertid relevante for vår modell, fordi griseblad er stor og lett synlig, og fordi alle observasjoner i treningsdatasettet ble verifisert i felt. Et treningsdatasett som er basert på kjente observasjoner kan aldri bli fullt ut representativt for en arts reelle fordeling i landskapet (Loiselle et al. 2008, Robertson et al. 2010). Likevel har vi grunn til å tro at våre treningsdata er mer representative enn de fleste treningsdatasett som blir brukt i utbredelsesmodellering, fordi arten har vært svært aktivt ettersøkt av et aktivt amatørbotanikermiljø i Østfold, blant annet i forbindelse med en metodisk, rutebasert florakartlegging. Tilsammen er dette viktige medvirkende faktorer til at grisebladmodellen har god prediksjonsevne.

Vi mener at den fine romlige oppløsningen som ble benyttet i vår modellering av griseblad (25 × 25 m) er en annen vesentlig årsak til modellens gode prediksjonsevne. Også andre studier (f.eks. Engler et al. 2004, Guisan et al. 2007) har vist at prediksjonsmodeller som er basert på små observasjonsenheter har bedre prediksjonsevne enn modeller basert på observasjonsenheter som er 1 km² eller større. Liksom andre arter knyttet til det tradisjonelle, små-skala kulturlandskapet, forekommer grisebladpopulasjonene som små, spredte flekker i et heterogent landskap. Ved å bruke små observasjonsenheter har vi, i tillegg til respons på regionale økokliner (klimagrader, f.eks. temperatur som er relatert til høyde over havet; se Halvorsen et al. 2009 og generell rapport, kapittel 2.4 for forklaring av økoklinbegrepet) kunnet inkludere i modellen respons på prediktorvariabler som fanger opp hvor i landskapet arten finnes i forhold til lokale økokliner og viktige tilstandsokokliner. Dette kommer vi tilbake til i neste avsnitt.

5.2 Hva forteller prediksjonsmodellen om miljøkravene til griseblad?

Vår prediksjonsmodell for griseblad sier ikke noe *direkte* om hvilke miljøkrav som må være oppfylt for at griseblad skal forekomme. De tre prediktorvariablene som bidro sterkest til vår Maxent-modell – avstand til veg, avstand til nærmeste dyrka mark og markslagsklasse – har ikke i seg sjøl *direkte* betydning (*proximal* factors; Austin 2002) for tilstedeværelse eller fravær av griseblad. Når modellen likevel har god prediksjonsevne, må det skyldes at disse prediktorene til sammen gjør det mulig å skille steder der griseblad forekommer fra steder der griseblad ikke forekommer. Edvardsen (2010) viser at griseblad er knyttet til semi-naturlig grasmark (kulturmarkseng i NiN-terminologi; Halvorsen et al. 2009), og at vegkanter er viktig som sekundærlokalitet for griseblad i Østfold. Kulturmarkseng inngår i markslaget 'dyrka mark' og forekommer ofte nær veger. Det forklarer at prediksjonene fra modellen er gode uten at modellen forteller mye om artens miljøkrav.

Sjøl om de to klart viktigste prediktorvariablene i den romlige prediksjonsmodellen for griseblad ikke representerer viktige miljøvariabler (eller økokliner) som sådan, er det klart at de fungerer som substitutter (*proxies*) for slike. Dersom formålet med modelleringen var å forstå den modellerte artens miljøkrav, burde vi ha brukt prediktorvariabler som virkelig beskriver variasjonen langs de viktigste økoklinene, for eksempel tilstedeværelse av kulturmarkseng som sådan (til forskjell fra mer intensivt drevet kunstmark) og graden av gjengroing i kulturmarksengene. Det er ikke praktisk mulig å skaffe informasjon for 3,5 millioner gridceller når de relevante egenskapene ikke er kartlagt som ledd i en nasjonal temakartlegging (som f.eks. AR5). Men når formålet med modelleringen er best mulige romlige prediksjoner og ikke nødvendigvis økt innsikt i artenes miljøkrav, er det fullt ut tilfredsstillende å bruke surrogatvariabler så lenge det kan påvises at modellen har god prediksjonsevne (R. Halvorsen, upubl. manuskript). Vi veit at griseblad i Østfold er knyttet til restarealer av kulturmarkseng og at arten har sekundærlokaliteter i vegkanter. Videre veit vi at arten avtar raskt i mengde når kulturmarksengene går inn i seine gjenvekstsukkesjonstrinn, noen tiår etter av bruken opphørte. Det er derfor grunn til å tro at det, i hvert fall i teorien, hadde vært mulig å lage vesentlig bedre prediksjonsmodeller for griseblad dersom kulturmarkseng hadde vært kartlagt som egen markslagsklasse og ikke bare vært inkludert i 'dyrka mark', og dersom informasjon om nåtidig bruk og/eller gjengroingstilstand hadde funnes. Dette bekreftes av Marage et al. (2008), som viste at prediksjonsmodellen for *Eryngium*

spinalba i et lite område i Alpene ble betydelig forbedret når prediktorvariabler for nåtidig beitetrykk og historisk bruk ble inkludert i modelleringen. Historisk bruk er en av de viktigste faktorene som forklarer nåtidig fordeling av mange karplantearter i jordbrukslandskapet (Cousins & Eriksson 2002, Hamre et al. 2010), og utvikling av arealdekkende prediktorvariabler for tilstedeværelse av kulturmarkseng i nåtid og historisk tid ville derfor sannsynligvis forbedre vår evne til å predikere tilstedeværelse av mange arter.

5.3 Undersøkelsens relevans for bruk av romlig prediksjonsmodellering i naturtypeovervåking

Et av de viktigste resultatene av vår Maxent-modellering av griseblad i Østfold er bekreftelsen på at det er mulig å lage en god romlig prediksjonsmodell for et sjeldent naturfenomen, sjøl når en bare har tilgang til enkle prediktorvariabler som lar seg avlede fra lett tilgjengelig arealdekkende informasjon som en standard terrengmodell, markslag og vegnett. Den logistiske regresjonsmodellen i Fig. 3 gir oss en indikasjon på hvor stor nytteverdi en slik modell kan ha i praksis. Fig. 3 viser at den reelle sannsynligheten for tilstedeværelse av griseblad i hver av de 1 528 gridcellene med predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) $\geq 0,9$, er minst 12 % (0,12). Dette er ca. $17 \times$ høyere enn i en tilfeldig valgt gridcelle (0,12/0,007). Figuren viser også at det er ca. $12 \times$ høyere sannsynlighet ($> 0,08$) for å finne griseblad i en av de 14 049 gridcellene med RPPP $\geq 0,9$. I praksis betyr dette at modellen vil kunne være et svært nyttig redskap i leitingen etter nye forekomster av griseblad. Mens leiting på måfå etter griseblad vil føre til funn på ca. 0,7 % (1 av 150) av tilfeldig valgte steder, vil leiting på tilfeldig valgte steder der modellen predikerer høy sannsynlighet for tilstedeværelse føre til ca. 10 % funn (1 av 10 steder). Dersom observasjonsenheter velges med reell sannsynlighet for tilstedeværelse som vekt (det vil si at sannsynligheten for å velge en observasjonsenhet settes proporsjonal med TPP, estimert fra RPPP-verdiene slik som vist i Fig. 3), vil forventet funnfrekvens $1c^*$ (jf. grunnlagsundersøkelse VII) være lik 0,0255 (2,55 %), eller ca. $3,5 \times$ høyere enn ved tilfeldig valg av letesteder.

Den økningen i forventet funnfrekvens som modellen gjør mulig, fra 0,7 % til et maksimum omkring 12 %, utgjør forskjellen mellom en situasjon der ingen andre utvalgsmetoder enn selektiv datainnsamling er mulig og en situasjon der sannsynlighetsbasert datainnsamling kan brukes. Modellen utgjør altså forskjellen mellom et overvåkingsdatasett som ikke tillater statistisk holdbare slutninger om det overvåkede naturfenomenet og et overvåkingsdatasett som kan analyseres statistisk (betingelser for representativitet og forventningsrette estimater er diskutert i grunnlagsundersøkelse VII, kapittel 4).

Vurderingene av data, metoder og resultater som er gjort i forbindelse med modelleringsundersøkelsen av griseblad (dette kapitlet), er direkte overførbare til en situasjon der det studerte naturfenomenet er en naturtype med tilsvarende fordelingsmønster (størrelse på patcher og prevalens), f.eks. en grunntype av kulturmarkseng på natursystem-nivået i NiN. Undersøkelsen av griseblad i Østfold viser derfor at romlige prediksjonsmodeller som er basert på enkle, lett tilgjengelige prediktorvariabler, kan gi grunnlag for kostnadseffektiv naturtypeovervåking. Dette er et viktig resultat, som er drøftet i en større sammenheng i generell rapport, kapittel 4.2.3.

Referanser

- Austin, M.P. 2002. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. – *Ecol. Modelling* 157: 101-118.
- Cousins, S.A.O. & Eriksson, O. 2002. The influence of management history and habitat on plant species richness in a rural hemiboreal landscape, Sweden. – *Landsc. Ecol.* 17: 517-529.
- Edvardsen, A. 2010. Vascular plants in modern agricultural landscapes of SE Norway: Spatial distribution and temporal dynamics. – *Fac. Math. nat. Sci. Univ. Oslo Diss. Degree PhD 1004*: 1-29+vedlegg.
- Edvardsen, A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. i trykk. A fine-scaled habitat suitability model for the red-listed vascular plant *Scorzonera humilis*. – *Nord. J. Bot.*, i trykk.
- Elith, J. & Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. – *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve

- prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129-151.
- Engler, R., Guisan, A. & Rechsteiner, L. 2004. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. – *J. appl. Ecol.* 41: 263-274.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environm. Conserv.* 24: 38-49.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. – *Conserv. Biol.* 20: 501-511.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F. & The NCEAS Species Distribution Modelling Group, 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. – *Divers. Distrib.* 13: 332-340.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Hamre, L.N., Halvorsen, R., Edvardsen, A. & Rydgren, K. 2010. Plant species richness, composition and habitat specificity in a Norwegian agricultural landscape. – *Agric. Ecosyst. Envir.* 138: 189-196.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. – *Radiology* 143: 29-36.
- Hirzel, A.H. & Le Lay, G. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. – *J. appl. Ecol.* 45: 1372-1381.
- Lobo, J.M. 2008. More complex distribution models or more representative data? – *Biodiversity Informatics* 5: 14-19.
- Loiselle, B.A., Jørgensen, P.M., Consiglio, T., Jiménez, I., Blake, J.G., Lohmann, L.G. & Montiel, O.M. 2008. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? – *J. Biogeogr.* 35: 105-116.
- Maggini, R., Lehmann, A., Zimmermann, N.E. and Guisan, A. 2006. Improving generalized regression analysis for the spatial prediction of forest communities. – *J. Biogeogr.* 33: 1729-1749.
- Marage, D., Garraud, L. & Rameau, J.-C. 2008. The influence of management history on spatial prediction of *Eryngium spinalba*, an endangered endemic species. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 139-148.
- Parolo, G., Rossi, G. & Ferrarini, A. 2008. Toward improved species niche modelling: *Arnica montana* in the Alps as a case study. – *J. appl. Ecol.* 45: 1410-1418.
- Pearce, J.L. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. – *Ecol. Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. – *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwich, J.R. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. – *Ecol. Appl.* 19: 181-197.
- Robertson, M.P., Cumming, G.S. & Erasmus, B.F.N. 2010. Getting the most out of atlas data. – *Divers. Distrib.* 16: 363-375.
- Stokland, J.N., Halvorsen, R. & Støa, B. subm. manuskript. Species distribution modelling – effect of design and sample size of pseudo-absence observations. – *Ecol. Modelling*, subm. manuskript.
- Wisz, M.S., Hijmans, R.J., Li, J., Peterson, A.T., Graham, C.H., Guisan, A. & The NCEAS Predicting Species Distributions Working Group, 2008. Effects of sample size on the performance of species distribution models. – *Divers. Distrib.* 14: 763-773.

IV Romlig prediksjonsmodellering av kulturmarkseng i Oppdal kommune (Sør-Trøndelag)

Sabrina Mazzoni, Rune Halvorsen, Vegar Bakkestuen & Harald Bratli

1 Innledning

Ca. 3 % av det norske landarealet utgjøres av dyrket mark eller innmark (Statistisk sentralbyrå tema: jordbruk; <http://www.ssb.no/emner/10/04/10/jordbruk/>). Dette tallet har holdt seg stabilt gjennom de siste hundre årene. Likevel har det norske jordbrukslandskapet gjennomgått enorme forandringer i denne hundreårsperioden, på samme måte som i resten av den vestlige verden. Disse forandringene kan beskrives som en polarisering (McInerney 1994, Robinson & Sunderland 2002) hvorved arealer som ligger til rette for intensiv drift har blitt stadig mer intensivt utnyttet mens det resterende arealet, inkludert det aller meste av arealet som tidligere ble ekstensivt utnyttet ved tradisjonelle hevdformer (slått og beite uten pløying, gjødsling eller bruk av sprøytemidler), nå er brakklagt og gror igjen (Skånes & Bunce 1997, Haines-Young et al. 2003, Bratli et al. 2006, Norderhaug et al. 2010). Tall fra jordbrukstillingen i 1907 viser at semi-naturlige utmarksarealer (utslåtter og havnehager) ved begynnelsen av forrige århundre dekket omtrent like stort areal i Norge som innmarka (Norderhaug et al. 2010), og at 'naturlig eng på innmark' dekket ca. 1/3 av innmarksarealet. For hundre år siden utgjorde altså arealer som vi idag ville karakterisere som natursystem-hovedtypen kulturmarkseng (T4) [i NiN versjon 1.0; Halvorsen et al. 2009] ca. 2/3 av det totale jordbruksarealet i Norge (semi-naturlige enger i utmarka iberegnet). Det samlede jordbruksarealet utgjorde da ca. 22 500 km², eller ca. 7 % av landarealet. I mellomkrigstiden og rett etter annen verdenskrig gikk det aller meste av slåttemarka ut av drift eller ble omdisponert til beiteareal. Norderhaug & Svalheim (2009) anslår at det i dag bare gjenstår mellom 5 og 20 km² slåttemark i Norge, det vil si ned mot 1/1000 av slåttemarksarealet for 100 år siden. Eksakte tall finnes imidlertid ikke; det vil dessuten avhenge av hvordan 'slåttemark' blir definert, for eksempel hvor seine gjengroingsstadier som blir regnet som slåttemarksareal. Også arealet av beitemark i tradisjonell hevd har gått ned, men det er usikkert hvor store beitemarksarealer som fortsatt finnes og som tilfredsstiller kriteriene for 'seminaturlig mark' (Norderhaug et al. 2010), det vil si NiN-hovedtypen kulturmarkseng (T4). Kunnskapssituasjonen for kulturmarkseng, som utgjør hovedelementet i temaet 'åpent lavland' i Naturindeks for Norge 2010' (Anonym 2010), beskrives av Norderhaug et al. (2010: 76) som følger: 'Arbeidet med naturindeks for 'åpent lavland' har vært utfordrende på grunn av mangel på data. Det mangler informasjon både om hvor store arealer som tidligere fantes av semi-naturlig slåtte- og beitemark og hvor store arealer som nå gror igjen eller som har blitt gjødslet eller forringet på annen måte. Det er derfor et stort behov for innsamling av bedre arealdata. I tillegg trenger man å utvikle metodikk for angivelse av tilstandsverdier for de indirekte indikatorene – 'tilstand for gras- og urterik mark' og 'tilstand kystlynghei'. Et eget prosjekt er derfor satt i gang for å se nærmere på dette. For videre arbeid med naturindeks vil det være avgjørende at man kan få til en systematisk datainnsamling som kan danne grunnlag for å beregne tilstandsindeks og endringer i denne, uten at man må basere seg på ekspertvurderinger.' Undersøkelsen som rapporteres i dette kapitlet er del av prosjektet 'Videreutvikling av naturindeks for åpent lavland', som har til hensikt å bidra til å bedre datagrunnlaget for 'naturindeks for åpent lavland.' Den er også koblet opp mot en undersøkelse av 'naturbeitemark' som *hotspot* for karplanter og sopp, som inngår i ARKO-prosjektet (Arealer for Rødlisterarter – Kartlegging og Overvåking; Sverdrup-Thygeson et al. 2009, A. Sverdrup-Thygeson et al., upubl. manuskript; se også grunnlagsundersøkelse VI).

Det har lenge vært et sterkt forvaltningsfokus på kulturmarkseng som naturtype (f.eks. Norderhaug et al. 1999, 2010, Fjellstad et al. 2007, Norderhaug & Svalheim 2009), blant annet fordi kulturmarkseng utmerker seg ved å ha et særlig høyt artsmangfold (Niinemets & Kull 2005, Emanuelson 2009). Ifølge Norderhaug et al. (2010) finnes 600–700 'engplantearter' (karplanter) i Norge, og Kielland-Lund (1992) anslår at om lag halvparten av disse har få eller ingen andre voksesteder enn eng. På grunn av at kulturmarkseng-arealet stadig avtar og at en økende andel av dette arealet befinner seg i seine stadier av gjengroing, er mange

engarter rødlistet (Kålås et al. 2010). 24 % av artene på Norsk Rødliste 2010 anses for truet på grunn av opphør av bruk og gjengroing, mens 16 % anses for truet på grunn av intensivt jordbruksdrift (Fjellstad et al. 2010).

Overvåking av kulturmarkseng (T4) som sådan, eller av slåttemark spesielt [se Norderhaug & Svalheim (2009) for nærmere bakgrunnsinformasjon om det spesielle behovet for overvåking av slåttemark] er vanskelig av flere grunner:

- Kulturmarkseng er vanskelig å avgrense presist, både mot åpen naturmark, mot åker og kunstmarkseng og mot fastmarksskogsmark langs en gjengroingssuksessjonsgradient (se grunnlagsundersøkelse I).
- Kulturmarkseng finnes nå spredt og oftest som små naturtypefigurer. Norderhaug & Svalheim (2009) gjennomgikk registreringene av slåttemark i Naturbase [resultatet av omfattende naturtypekartlegging etter DN-håndbok 13 (Anonym 2007)] pr. 31. desember 2008 og fant at de 1157 registrerte slåttemarkfigurene (punkter og polygoner) som ble vurdert ikke å inneholde større elementer av andre naturtyper hadde et samlet areal på 17 189 da; et gjennomsnitt på 14,9 da (14 900 m²) pr. figur.
- Kulturmarkeng dekker så lite areal at naturtypen ikke fanges godt nok opp i det nasjonale, areal(type) representative utvalget av overvåkingssteder for jordbruksmark, 3Q, til å gi grunnlag for pålitelig arealstatistikk (se generell del, kapittel 5.3.3).

Disse utfordringene peker på sannsynlighetsbasert overvåking som eneste realistiske metode for å framskaffe arealrepresentativ informasjon om kulturmarkseng og endringer i kulturmarkseng. Utbredelsesmodellering, inkludert romlig prediksjonsmodellering (se generell rapport, kapitlene 4.2 og 5.3.4 for nærmere forklaring), er hjørnesteinen i sannsynlighetsbasert overvåking (se generell rapport, kapittel 5.3.4). Utbredelsesmodellering er en relativt ny disiplin innen økologisk modellering (Franklin 2009, Lobo et al. 2010), som fortsatt har et svakt teoretisk fundament og der det finnes mange uløste spørsmål (Araújo & Guisan 2006, Austin 2007, R. Halvorsen upubl. manuskript). Betydelig mer erfaring trengs før modelleringsmetoden kan tas i bruk i effektiv overvåking (se generell rapport, kapittel 6). En særskilt utfordring er at det fortsatt er utført få utbredelsesmodelleringsstudier med naturtype som responsvariabel [men se Cawsey et al. (2002), Rinde et al. (2004, 2006) og Dobrowski et al. (2008)].

Hovedformålet med denne undersøkelsen er å teste ut i hvilken grad romlig prediksjonsmodellering kan brukes til å modellere tilstedeværelse av kulturmarkseng, som et første skritt på veien mot sannsynlighetsbasert overvåking. Spesifikke delmål har vært: (1) å prøve ut ulike kombinasjoner av responsvariabler (artsobservasjoner og naturtyperegistreringer) og kornstørrelser (fra 10 m til 500 m) for gridding av prediktorvariabler i modellering av kulturmarkseng og (2) å gjennomføre evaluering av naturtypemodeller ved bruk av uavhengige evalueringsdata (se generell rapport, kapittel 4.2.6 for motivasjon). Vi valgte et undersøkelsesområde i Oppdal kommune (Sør-Trøndelag) fordi

Oppdal ligger i de sentrale innlandsområdene der tradisjonell hevd av kulturmark har holdt seg lengst og der det fortsatt finnes betydelige arealer med kulturmarkseng (jf. Bryn & Daugstad 2001) og fordi kulturmark i Oppdal er svært grundig kartlagt [se Jordal & Gaarder (2007) og Jordal (2010) og referanser deri].

2 Materiale

2.1 Undersøkelsesområdet

Undersøkelsesområdet var et 1 024 km² (32 × 32 km) stort kvadrat som dekker de sentrale delene av Oppdal kommune (Sør-Trøndelag fylke), inkludert kommunesenteret og tre dalfører der jordbruk er hovednæringsveg (Fig. 1). Oppdal kommune har et samlet areal på 2 274 km² hvorav 2 207 km² er landareal. Undersøkelsesområdet utspenner høydeintervallet 280–1 777 m o.h. (210–1 985 m o.h. innenfor Oppdal kommune) og inneholder bioklimatiske soner fra mellomboreal (en liten utløper av sørboreal lengst vest) til høgaltin og bioklimatiske seksjoner fra overgangsseksjonen (OC) i dalbunnen til den svakt oseaniske seksjonen (O1) i høyereliggende områder (Moen 1998). Mesteparten av arealet under skoggrensa utgjøres av et åpent dallandskap (se grunnlagsundersøkelse II: Fig. 2) som for det meste er sterkt preget av langvarig utnyttelse til jordbruksformål, og som har en hevdhistorie som opp mot vår tid har vært preget av tradisjonelle driftsformer. Husdyrbruk står fortsatt sentralt og Oppdal regnes som Norges

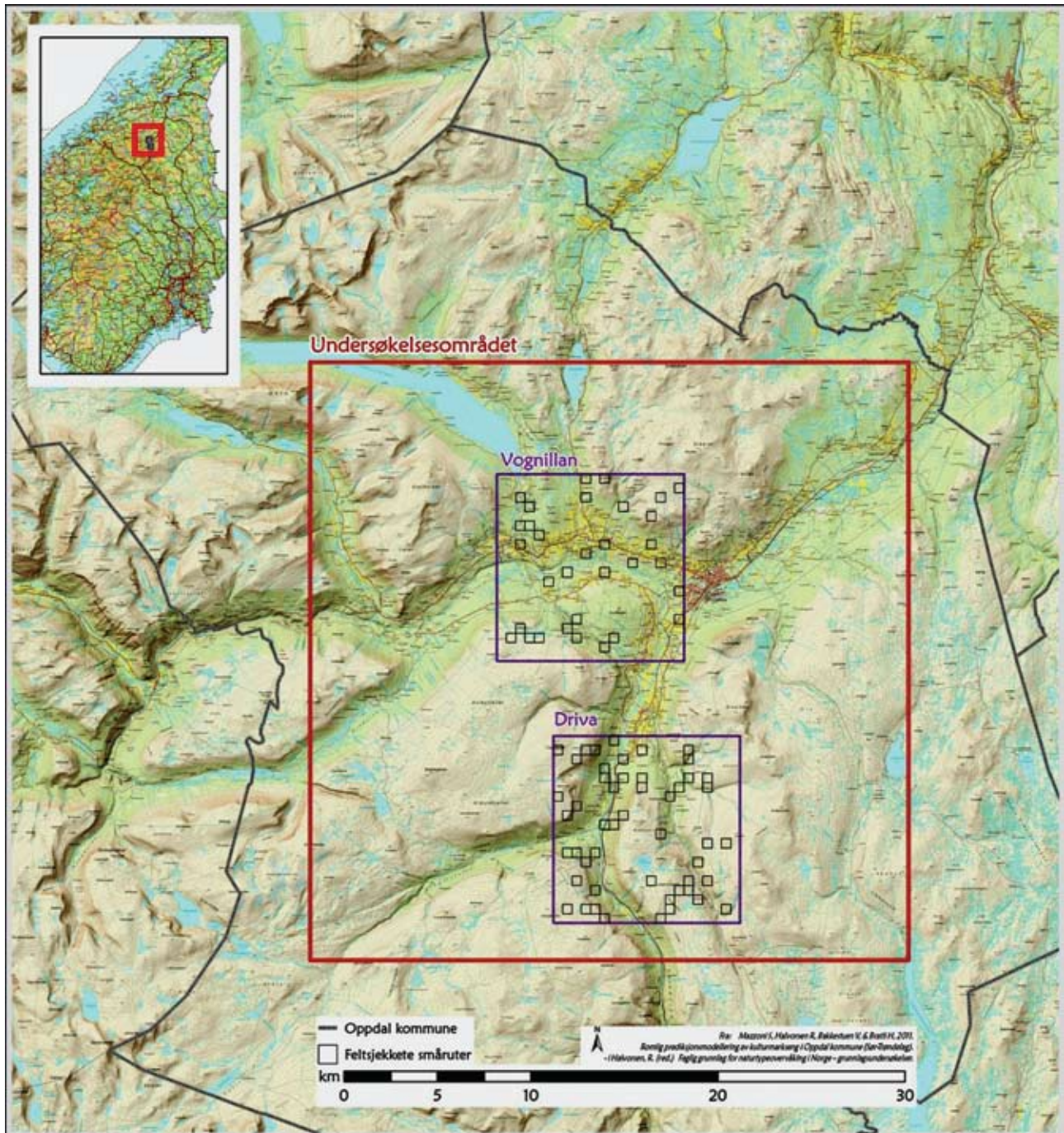


Fig. 1. Kart over undersøkelsesområdet Oppdal (Sør-Trøndelag), med de to evalueringsflatene inntegnet.

største sauekommune med 45 000 dyr (<http://no.wikipedia.org/wiki/Oppdal>, aksessert 2011 02 24).

2.2 Responsvariabeldata for prediksjonsmodellering

To sett treningsdata for responsvariabelen, tilstedeværelse av naturtypen kulturmarkseng, ble benyttet:

(1) *Naturtypedata*, som omfatter alle naturtypepolygoner utfigurert i den kommunale naturtypekartleggingen [se generell rapport, kap. 1.1 og Gaarder et al. (2007)] etter DNs kartleggingshåndbok 13 (Anonym 2007) som en naturtype som mer eller mindre fullstendig kan oversettes

Tabell 1. Artsdata som ble brukt som responsvariabel i prediksjonsmodelleringen av kulturmarkseng: kjernearter. *n* = antall observasjoner av arten i undersøkelsesområdet.

Artsnavn	n	Artsnavn	n
<i>Ajuga pyramidalis</i>	Jonsokkoll 14	<i>Gentianella amarella</i>	Bittersøte 1
<i>Alchemilla filicaulis</i>	Grannmarikåpe 14	<i>Gymnadenia conopsea</i>	Brudespore 18
<i>Alchemilla glabra</i>	Glattmarikåpe 33	<i>Hypochaeris maculata</i>	Flekkgrisøre 7
<i>Alchemilla glaucescens</i>	Fløyelsmarikåpe 4	<i>Knautia arvensis</i>	Rødknapp 46
<i>Antennaria dioica</i>	Kattefot 59	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Prestekrage 20
<i>Avenula pratensis</i>	Enghavre 2	<i>Linum catharticum</i>	Vill-lin 3
<i>Avenula pubescens</i>	Dunhavre 34	<i>Listera ovata</i>	Stortveblad 4
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug 83	<i>Luzula campestris</i>	Markfrytle 1
<i>Botrychium lunaria</i>	Marinøkkel 90	<i>Luzula multiflora</i>	Engfrytle 38
<i>Briza media</i>	Hjertegras 3	<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg 67
<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåklokke 91	<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt 54
<i>Carex hostiana</i>	Engstarr 2	<i>Omalotheca sylvatica</i>	Skoggråurt 13
<i>Carex ornithopoda</i>	Fuglestarr 67	<i>Orchis mascula</i>	Vårmarihand 1
<i>Carex pallescens</i>	Bleikstarr 29	<i>Pimpinella saxifraga</i>	Gjeldkarve 35
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr 10	<i>Plantago lanceolata</i>	Smalkjempe 3
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr 84	<i>Plantago media</i>	Dunkjempe 38
<i>Centaurea jacea</i>	Engknoppurt 2	<i>Platanthera bifolia</i>	Nattfiol 8
<i>Centaurea scabiosa</i>	Fagerknoppurt 20	<i>Polygala amarella</i>	Bitterblåfjær 4
<i>Coeloglossum viride</i>	Grønnkurle 62	<i>Pseudorchis albida</i>	Hvitkurle 6
<i>Conopodium majus</i>	Jordnøtt 1	<i>Pyrola minor</i>	Perlevintergrønn 94
<i>Erigeron borealis</i>	Fjellbakkestjerne 71	<i>Ranunculus polyanthemos</i>	Krattsleie 11
<i>Euphrasia stricta</i>	Kjerteløyentrøst 17	<i>Trifolium medium</i>	Skogkløver 14
<i>Euphrasia wettsteinii</i>	Fjelløyentrøst 10	<i>Veronica chamaedrys</i>	Tveskjeggveronika 40
<i>Fragaria vesca</i>	Markjordbær 42	<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika 46
<i>Galium verum</i>	Gulmaure 9		

til natursystem-hovedtypen kulturmarkseng (T4) i NiN versjon 1.0. Naturtypedata ble hentet fra Naturbase (<http://dnweb12.dinr.no/nbinnsyn/>, aksessert juli 2010–februar 2011). Det er flere naturtyper i DN-håndbok 13 som kan oversettes til NiN-typen kulturmarkseng (Halvorsen 2010), men av disse var bare 'naturbeitemark' (D04) representert med polygoner i undersøkelsesområdet. Polygondata fra Naturbase ble importert til ArcGIS 9.3 og der gjort om til punktdata på to prinsipielt forskjellige måter: (i) *Ved konvertering til raster* (tilstedeværelse i gridruter). Naturtypepolygonene (som er vektordata) ble først rastret til et rutenett med gitt kornstørrelse; 500 × 500 m, 100 × 100 m og 10 × 10 m. Tilstedeværelse i senterpunktet i ei gridrute ble dernest registrert separat for hvert av de tre rutenettene, basert på kriteriet om at gridruta skulle *inneholde deler av* minst ett D04-polygon. (ii) *Ved beregning av tyngdepunkt*. En tilstedeværelsesobservasjon ble registrert for tyngdepunktet (*sentroiden*) i hver naturtypefigur, beregnet i GIS.

(2) *Artsdata*, som omfatter stedfestete herbarie- og krysslisteropplysninger fra undersøkelsesområdet for arter som kjennetegner natursystem-hovedtypen kulturmarkseng (T4). Artsdata er sammenstilt på grunnlag av ekspertvurderinger av arters mengdefordeling innen kulturmarkseng og i andre naturtyper [oppsummert i Tabell 1 til beskrivelsen av natursystem-hovedtypen kulturmarkseng (T4) i Naturtypebasen, dokumentasjonen av NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009) på nett (http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/Content/Figurer/Artstabel_kulturmarkseng.pdf, aksessert juli 2010)]. To ulike artsutvalg ble benyttet; ei

Tabell 2. Artsdata som ble brukt som responsvariabel i prediksjonsmodelleringen av kulturmarkseng: andre arter som ofte forekommer i kulturmarkseng, som sammen med kjerneartene i Tabell 1 utgjør typiske arter. *n* = antall observasjoner av arten i undersøkelsesområdet.

Andre arter			n	Andre arter			n
<i>Achillea millefolium</i>	Ryllik	5		<i>Geum rivale</i>	Enghumleblom	57	
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	59		<i>Hieracium lactucella</i>	Aurikkelsveve	15	
<i>Alchemilla monticola</i>	Beitemarikåpe	3		<i>Hieracium pilosella</i>	Hårsveve	18	
<i>Alchemilla wickuriae</i>	Skarmarikåpe	22		<i>Hieracium umbellatum</i>	Skjermesveve	5	
<i>Aquilegia vulgaris</i>	Akeleie	1		<i>Hypericum maculatum</i>	Firkantperikum	22	
<i>Caltha palustris</i>	Bekkeblom	19		<i>Juniperus communis</i>	Einer	75	
<i>Carex demissa</i>	Grønnstarr	5		<i>Lotus corniculatus</i>	Tiriltunge	34	
<i>Carex leporina</i>	Harestarr	4		<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Hanekam	2	
<i>Carum carvi</i>	Karve	23		<i>Primula scandinavica</i>	Fjellnøkleblom	82	
<i>Cerastium arvense</i>	Storarve	12		<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	51	
<i>Dianthus deltooides</i>	Engnellik	5		<i>Veronica arvensis</i>	Bakkeveronika	2	
<i>Draba incana</i>	Lodnerublom	14		<i>Vicia sepium</i>	Gjerdevikke	33	
<i>Galium boreale</i>	Hvitmaure	69					

liste med *kjernearter* som foretrekker kulturmarkseng framfor alle andre naturtyper, og ei liste med *typiske arter* som i tillegg til kjerneartene også inkluderer andre arter som ofte forekommer i kulturmarkseng, men som har høy artsmengde også i andre naturtyper. Artsdata ble lastet ned fra GBIF-Norge (<http://www.gbif.no/>, aksessert februar 2010). I alt inneholdt artsdatasettene 1425 observasjoner for 49 kjernearter (Tabell 1) og 2062 observasjoner (637 i tillegg til

kjerneartene) for 74 typiske arter (Tabell 2). En oversikt over treningsdatasett som ble brukt i prediksjonsmodelleringen finnes i Tabell 3. Fordelingen av observasjoner av de seks responsvariablene innenfor undersøkelsesområdet er vist i Fig. 2.

Tabell 3. De seks responsvariablene som ble benyttet ved Maxent-modellering av kulturmarkseng i Oppdal. Geografisk fordeling av observasjoner for variablene er vist i Fig. 2.

Kode	Responsvariabel	Datatype	Kornstørrelse (lineær dimensjon, m)	Totalt antall gridruter	Antall tilstedeværelsesobservasjoner
NaR500	Naturtypedata, Naturbase	punkt basert på raster	500	4 096	281
NaR100	Naturtypedata, Naturbase	punkt basert på raster	100	102 400	1 025
NaR10	Naturtypedata, Naturbase	punkt basert på raster	10	10 240 000	101 331
NaS	Naturtypedata, Naturbase	punkt (sentroiden)	punkt		159
ArOp	Artsobservasjoner, arter medpunkt (observasjon) optimum i T4		punkt		1 425
ArVi	Artsobservasjoner, alle viktige arter i T4	punkt (observasjon)	punkt		2 062

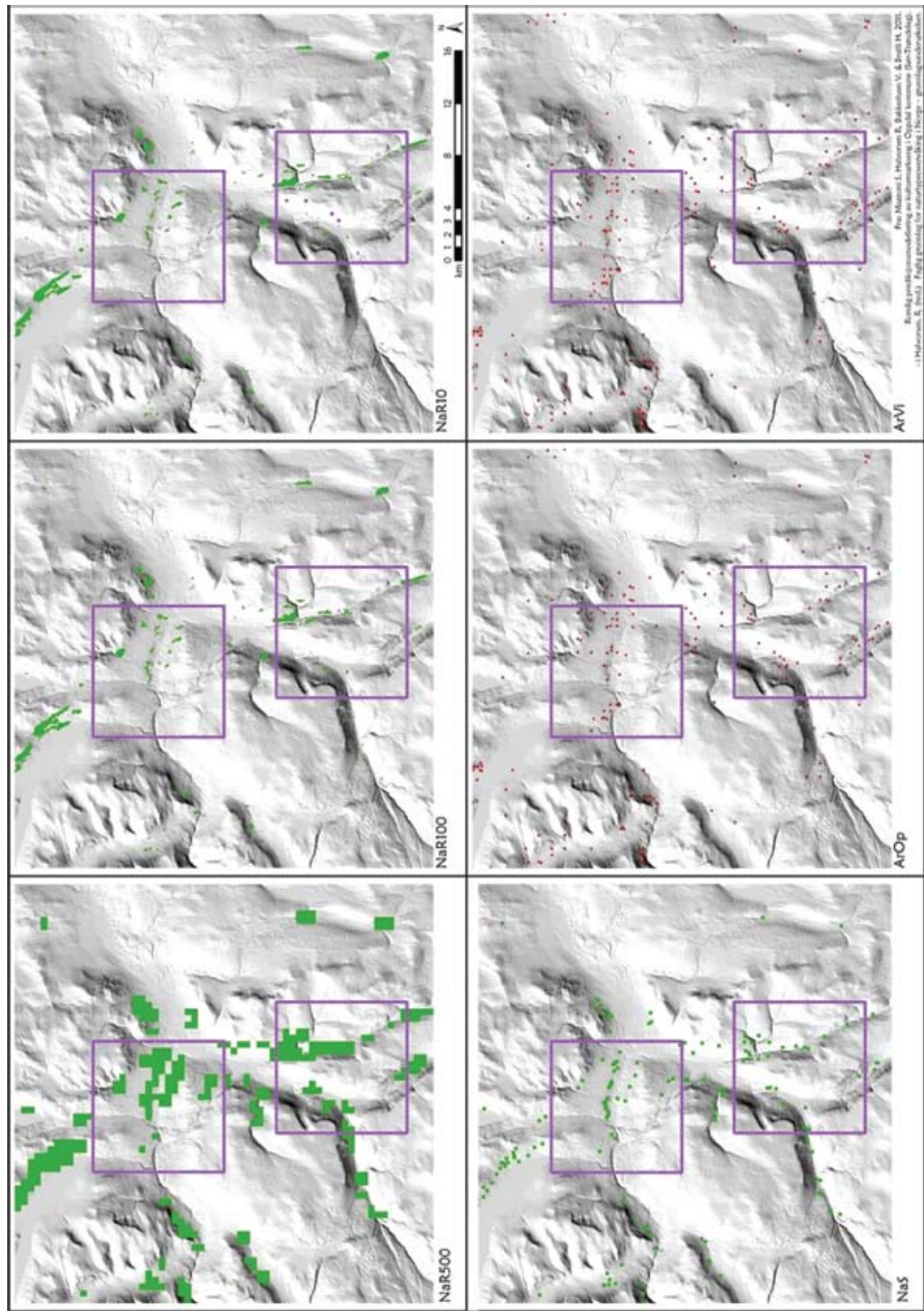


Fig. 2. Geografisk fordeling av observasjoner for de seks responsvariablene som blir brukt i romlig prediksjonsmodellering av kulturmarkseng i Oppdal (for forklaring se Tabell 3).

2.3 Prediktorvariabler

Til sammen omkring 45 prediktorvariabler ble vurdert for denne undersøkelsen. Av disse ble 22 valgt ut på grunnlag av tre kriterier:

- økologisk meningsfull (antatt viktig i seg sjøl eller surrogat for en viktig økologisk faktor)
- tilgjengelig for hele (eller det aller meste av) undersøkelsesområdet
- i hvert fall på sikt sannsynligvis tilgjengelig også for resten av det norske landområdet

Disse 22 utvalgte variablene ble registrert, interpolert eller på annen måte estimert for hver gridrute i tre rutenett med maskevidder (kornstørrelser) 500 × 500 m, 100 × 100 m og 10 × 10 m (se Tabell 4). Disse tre rutenettene som ble brukt for gridding av prediktorvariablene blir referert til som henholdsvis P500, P100 og P10. Prediktorvariablene ble fordelt på fire grupper; avstandsvariabler, geologiske variabler, arealdekkevariabler og terrengvariabler.

2.4 Uavhengige evalueringsdata

Romlige prediksjonsmodeller som blir kalibrert på treningsdata som ikke er innsamlet på en observatør-uavhengig måte og som heller ikke inneholder reelle fraværobbservasjoner må, av grunner som er utførlig drøftet i den generelle rapporten, kapittel 4.2.6, evalueres ved bruk av evalueringsdata som er innsamlet uavhengig av treningsdataene og som inneholder reelle tilstedeværelse/fraværobbservasjoner. Vi samlet inn evalueringsdata som tilfredsstiller disse kravene i felt i 2010 på følgende måte: To evalueringsflater á 100 km² (10 × 10 km), som til sammen utgjorde 19,53 % av undersøkelsesområdets areal, ble subjektivt valgt ut for å representere variasjon i naturforhold innenfor Oppdal kommune på steder der kulturmarkseng (T4) forekommer. En evalueringsflate ble plassert omkring Vognillan vest for Oppdal sentrum der dalføret har en øst-vestgående hovedretning ('Vognillan-flata'), den andre omkring Driva sør for Oppdal sentrum der dalføret har en nord-sørgående hovedretning ('Driva-flata'; se Fig. 1–2). Denne plasseringen sikret god representasjon av alle eksposisjoner. Hver evalueringsflate ble delt i 400 småflater á 500 × 500 m. Innenfor hver evalueringsflate ble småflater samplet uten tilbakelegging på følgende måte: Hver småflate i hver evalueringsflate ble tildelt unike tilfeldige numre mellom 1 og 400. Småflatenes nummer ble deretter brukt som prioriteringsrekkefølge for inkludering i evalueringsdatasettet. Sommeren 2010 ble registrering av kulturmarkseng foretatt i så mange småflater som tilgjengelig tid tillot; 32 i Vognillan-flata og 50 i Driva-flata, til sammen 82 småflater med et samlet areal på 20,5 km². Dette utgjorde 10,25 % av det totale arealet av evalueringsflatene og 1,70 % av undersøkelsesområdets totale areal. Registreringene ble utført i to trinn. Først ble kandidatområder for tilstedeværelse av naturtypen identifisert på flybilder/ortofoto. Alle kandidatområdene ble deretter oppsøkt i felt for utfigurering av alle naturtypefigurer med kulturmarkseng (T4). Utfigurering ble basert på kriteriene for identifisering av naturtypen i NiN-dokumentasjonen (Halvorsen et al. 2009), med presiseringer gitt i en kartleggingsinstruks utarbeidet spesifikt for naturindeks-prosjektet som denne undersøkelsen er en del av (A. Norderhaug et al., upubl. manuskript). Feltarbeidet ble utført av Sabrina Mazzoni og Harald Bratli etter en todagers kalibreringssamling i felt 24–25. juni 2010. Kartleggingsinstruksen bygger på kartleggingsinstruksen for utprøving av kartlegging etter NiN versjon 1.0 (grunnlagsundersøkelse I: Vedlegg 1).

I alt ble 90 naturtypefigurer med kulturmarkseng (37 i Vognillan-flata og 53 i Driva-flata), som til sammen dekket 496 daa (145 daa i Vognillan-flata og 352 daa i Driva-flata) utfigurert. Dette utgjør 2,42 % av det totale arealet av småflater som ble sjekket ut (1,81 % i Vognillan-flata og 2,82 % i Driva-flata). Gjennomsnittlig figurareal (areal av én figur innenfor én og samme småflate) var 5,5 da, hvilke svarer til en sirkelformet figur med diameter 83,7 m. Alle polygoner for kulturmarkseng ble digitalisert før videre analyse i GIS.

Digitaliserte evalueringspolygondata for de 82 utsjekkete smårutene i evalueringsflatene ble rastret til samme rutenett som ble benyttet for gridding av prediktorvarabler; 500 × 500 m, 100 × 100 m og 10 × 10 m. For å unngå romlig autokorrelasjon i evalueringsdataene ble bare et utvalg av gridruter fra de to fineste rutenettene benyttet ved evalueringen. Evalueringsdata for de tre kornstørrelsene 500 m, 100 m og 10 m (henholdsvis betegnet E500, E100 og E10) ble konstruert på følgende måte:

1. E500 ($n = 82$): tilstedeværelse eller fravær i alle de 82 smårutene á 500 × 500 m.
2. E100 ($n = 227$): tilstedeværelse eller fravær i gridruter á 100 × 100 m innenfor de 82 smårutene á 500 × 500 m, plassert i et regelmessig forband over undersøkelsesområdet, bestående av hver 3. rute i begge retninger (slik at avstanden mellom sidekanten på naboruter i utvalget ble 200 m og antallet

Tabell 4. Prediktorvariabler som ble benyttet ved modellering av kulturmarkseng i Oppdal. Data fra Norge Digitalt dersom ikke annet er oppgitt.

Variabel-gruppe	Kode	Variabeltype	Forklaring
Avstand	AvFKBa	kont.	Avstand fra bygninger, angitt som punkter i FKB-databasen (http://www.statkart.no/metadata/)
	AvFKBb	kont.	Avstand fra bygninger, angitt som polygoner i FKB-databasen
	AvLBt	kont.	Avstand fra bygninger typifisert som landbruksbygninger i FKB-databasen
	AvLBb	kont.	Som AvLBt, men med en 50 m buffersone
	AvStTr	kont.	Avstand fra sti- eller traktorveg from FKB (1:20,000)
	AvVeg	kont.	Avstand fra alle veger
	AvSet	kont.	Avstand fra seter (Norsk institutt for skog og landskap)
Geologi	AvFKBn	kont.	Avstand fra navnsatte steder i FKB
	GeLøsF	kat., 15 klasser	Løsmasser, 1:20 000 – 250 000 (www.ngu.no)
	GeBerg	kat., 18 klasser	Bergarter 1:250 000 (www.ngu.no)
Arealdekke	GeLøsG	kat., 7 klasser	Løsmasser, 1:1 000 000 (www.ngu.no)
	ArAR12	kat., 12 klasser	Markslog, AR5 (1:5,000), grove klasser
	ArAR34	kat., 34 klasser	Markslog, AR5; fine klasser (34 i Oppdal)
	ArCLC	kat., 15 klasser	Corinne Land Cover 2006 (Norsk institutt for skog og landskap)
Terreng	ArSkJo	kat., 5 klasser	Kombinasjon av skog- og jordtype på grunnlag av satelittdata og AR5 (Norsk institutt for skog og landskap)
	TeHOH	kont.	høyde o.h. fra 10 m DEM (Statens Kartverk)
	TeEksK	kat., 10 klasser	Eksposisjon, gruppert til 8 hovedhimmelretninger (om mulig)
	TeEksG	kont.	'Eksposisjonsgunstighet'; avvik fra SSW (Økland 1996)
	TeHel	kont.	Helningsgrad (gjennomsnittlig)
	TeVr3		Terrenguro; <i>Vector Ruggedness Measure</i> (http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=15423) i nabolag på 3×3 gridruter, basert på 10 m-ruter (Sappington et al. 2007)
	TeVr5	kont.	Terrenguro; <i>Vector Ruggedness Measure</i> (http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=15423) i nabolag på 5×5 gridruter, basert på 10 m (Sappington et al. 2007)
Terreng	TeVr9	kont.	Terrenguro; <i>Vector Ruggedness Measure</i> (http://arcscripts.esri.com/details.asp?dbid=15423) i nabolag på 9×9 gridruter, basert på 10 m (Sappington et al. 2007)

- 100 m-evalueringsruter i hver 500 m-evalueringsrute kunne variere fra 1 til 4).
3. *E10* ($n = 468$); tilstedeværelse eller fravær i gridruter á 10×10 m i et regelmessig forband over undersøkelsesområdet, bestående av hver 21. rute i begge retninger (slik at avstanden mellom sidekanten på naboruter i utvalget ble 200 m og antallet 10 m-evalueringsruter i hver 500 m-evalueringsrute kunne variere fra 4 til 9).

Avstanden 200 m ble valgt på grunnlag av gjennomsnittlig figurareal og totalt figurareal for kulturmarkseng i evalueringsflatene for å sikre at én og samme naturtypefigur som hovedregel ikke skulle bli representert med tilstedeværelsesobservasjoner for kulturmarkseng i mer enn én observasjonsenhet i noen av evalueringsdatasettene.

3 Metoder

3.1 Romlig prediksjonsmodellering

Romlig prediksjonsmodellering av kulturmarkseng ble gjort ved bruk av Maxent versjon 3.3.3, med standardvalg av parametre (Phillips et al. 2006, Phillips & Dudík 2008). Maxent ble valgt fordi denne metoden har vist seg å være en av de mest pålitelige metodene for romlig prediksjonsmodellering, også sammenliknet med metoder som bruker reelle fraværdata (Elith et al. 2006, Guisan et al. 2007, Elith & Graham 2009, Phillips et al. 2009). Maxent ble brukt til å lage 18 prediksjonsmodeller; for alle kombinasjoner av de seks responsvariablene i Tabell 3 og prediktorvariabler griddet til tre kornstørrelser (prediktorvariabeldatasettene P500, P100 og P10; se kapittel 2.3). Kombinasjonen av responsvariabel og prediktorvariabelsett blir brukt til å betegne Maxent-modellene, f.eks. er NaR100 P10 basert på 1 025 observasjoner av 'naturbeitemark' i senterpunktene i et 100 m rutenett (responsvariabel) og prediktorvariabler griddet til 10 m kornstørrelse.

For å unngå at modellene skulle påvirkes av prediktorer som ikke gir et selvstendig bidrag til å forklare tilstedeværelse av kulturmarkseng, gjorde vi et utvalg blant de 22 prediktorvariablene basert på *forward selection* (Crawley 2007). Variabelseleksjon ble utført én gang, for kombinasjonen av responsvariabelen NaS og prediktorvariabeldatasettet P10. resultatet for NaS P10 ble gjort gjeldende for alle andre modeller. Variabelseleksjon ble utført som følger:

1. Hver prediktorvariabel ble først brukt som eneste prediktorvariabel i Maxent. Som mål på variabelens evne til å forklare variasjon i tilstedeværelse av kulturmarkseng brukte vi AUC-verdier som ble beregnet i Maxent (AUC-T) på grunnlag av treningsdataene (se nedenfor og generell rapport, kapittel 4.2.2).
2. For hver av de fire gruppene av prediktorvariabler (se Tabell 4) ble variabelen med høyest AUC ('Best') valgt ut.
3. Nye Maxent-analyser, med to prediktorvariabler, ble gjort for hver av de fire gruppene. I disse analysene ble variabelen Best brukt i kombinasjon med en og en av de øvrige variablene.
4. Dersom det innenfor ei variabelgruppe fantes variabler som sammen med Best resulterte i en Maxent-modell med en AUC-verdi som var mer enn 0,01 enheter høyere enn AUC-verdien til modellen som var basert på Best alene, ble variabelen som resulterte i størst økning av AUC valgt ut. Hvis ingen av variablene resulterte i en økning i AUC på minst 0,01 enhet, ble bare Best valgt fra denne gruppa.
5. Prosessen ble gjentatt innenfor hver gruppe til det ikke lenger fantes noen variabel som sammen med tidligere valgte variabler resulterte i en modell med mer enn 0,01 enhet høyere AUC enn modellen uten denne ekstra variabelen.

I alt ble 11 variabler valgt ut (Tabell 5). Disse ble benyttet i alle videre Maxent-analyser.

Prediksjonene fra Maxent-modellene, som er basert på forekomst-alene-observasjoner, er relative tilstedeværelsessannsynligheter for kulturmarkseng (RPPP-verdier, *relative predicted probabilities of presence*; R. Halvorsen, upubl. manuskript; se generell rapport, kapittel 4.2.2 punkt 2). Begrepet 'relativ' betyr at det (ifølge modellen) er større sannsynlighet for at det modellerte naturfenomenet skal forekomme i ei gridrute med høyere RPPP-verdi enn i ei rute med lavere RPPP-verdi, samtidig som *tallverdien* for RPPP ikke tallfester hvor mye større denne sannsynligheten er (Phillips et al. 2006). Vi valgte skalaen *logistic*

Tabell 5. Seleksjon av prediktorvariabler. For forklaring av variabelnavn, se Tabell 4. Valgte variabler i fet skrift.

Variabelgruppe	Variabelnavn	AUC alene	Runde 2 AUC tillegg	Runde 3 AUC tillegg
Avstander	AvFKBa	0,8191	0,0053	0,0039
	AvFKBb	0,8670		
	AvLBt	0,8483	0,0017	
	AvLBb	0,8664	0,0178	0,0104
	AvStTr	0,8364	0,0244	
	AvVeg	0,8482	0,0203	0,0052
	AvSet	0,6710	−0,0001	
	AvFKBn	0,8359	0,0143	0,0091
Geologi	GeLøsF	0,6672	0,0271	0,0161
	GeBerg	0,7141	0,0933	
	GeLøsG	0,7218		
Arealdekke	ArAR12	0,8682	−0,0001	
	ArAR34	0,8965		
	ArCLC	0,8552	0,0316	
	ArSkJo	0,7591	0,0158	0,0056
Terreng	TeHOH	0,8371		
	TeEksK	0,7089	0,0377	0,0017
	TeEksG	0,7302	0,0406	
	TeHel	0,6682	−0,0079	
	TeVR3	0,7022	0,0203	0,0076
	TeVR5	0,7135	0,0173	−0,0023
	TeVR9	0,7226	0,0213	0,0120

output for prediksjoner fra Maxent [se Phillips & Dudík (2008) og Elith et al. (2011) for forklaring]. På denne skalaen blir relativ predikert tilstedeværelsessannsynlighet angitt på en skala fra 0 til 1.

Egenskaper som blir rapportert i resultatkapitlet for å karakterisere Maxent-modellene er:

- AUC-verdier for de respektive modellene, AUC–T, beregnet i Maxent ved *datasplitting* (generell rapport, kapittel 4.2.2 punkt 5c) [det vil si at 70 % av tilstedeværelsesobservasjonene ble brukt som treningsdata og de resterende 30 % som 'evalueringsdata'; cf. Phillips et al. (2006)]
- *regularised training gain*, et alternativt mål (til AUC–T) på hvor mye av variasjonen i responsvariabelen som blir forklart av modellen (Phillips & Dudík 2008).
- prosentvis bidrag fra hver prediktorvariabel til modellen
- AUC–T ved bruk av hver enkelt variabel som eneste prediktor
- AUC-reduksjon ved fjerning av enkeltvariabler

3.2 Evaluering av prediksjonsmodellene

Maxent-modellene for kulturmarkseeng ble evaluert ved bruk av de uavhengig innsamlete evalueringsdataene, som besto av tilstedeværelse/fraværsobservasjoner i henholdsvis 82, 227 og 469 observasjonenheter (evalueringsdatasettene E500, E100 og E10; se kapittel 2.4). Hver av de 18 modellene ble evaluert ved bruk av evalueringsdata griddet til samme kornstørrelse som prediktorvariabeldatasettet

som ble brukt til å lage modellen. For hver modell konstruerte vi ei ROC-kurve (*receiver operating characteristic curve*) som forklart i detalj i den generelle rapporten, kapittel 4.2.6. Arealet under ROC-kurva, AUC (*area under curve*; Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997) ble benyttet som indikator på hvor god prediksjonsmodellen var. AUC-verdien er egentlig et estimat for sannsynligheten for at en modell vil tilordne en høyere RPPP-verdi til en tilfeldig valgt observasjon av tilstedeværelse enn til en tilfeldig valgt observasjon av fravær (Pearce & Ferrier 2000). Prediksjonsmodeller karakteriseres ofte som meget gode når AUC-verdien er mellom 0,9 og 1,0, som gode når AUC er mellom 0,8 og 0,9, som akseptable når AUC er mellom 0,7 og 0,8 og som dårlige når som AUC er lavere enn 0,7 (se generell rapport, kapittel 4.2.6). AUC-verdien basert på uavhengige evalueringsdata, som blir betegnet AUC-E, ble sammenliknet med AUC-T (AUC beregnet direkte for treningsdataene; se kapittel 3.1).

I tillegg til å beregne AUC-E ble evalueringsdatasettet, for fire utvalgte modeller (NaR10 P500, NsS P500, ArOp P500, NaS P100) som representerer ulike typer av responsvariabler og ulike prediktorvariabelsett (kornstørrelser), brukt til å studere modellenes prediksjonsevne i større detalj. Først 'oversatte' vi RPPP-verdiene for hver gridcelle til en skala for reell tilstedeværelsessannsynlighet (TPP; *true probability of presence*) ved bruk av logistisk regresjonsanalyse etter en prosedyre beskrevet av Pearce & Ferrier (2000). Denne analysen bygger på forutsetningen om at oppdagbarheten for kulturmarkseng var 1, det vil si at naturtypen ble observert i alle gridceller der den virkelig finnes. Denne forutsetningen er neppe oppfylt, ettersom det knytter seg betydelig usikkerhet avgrensning av kulturmarkseng (T4) (jf. resultatene av parallell naturtypekartlegging i grunnlagsundersøkelse I). Det er usikkert hvor stor denne feilkilden er og hvilken betydning den har for resultatet av evalueringen.

Koeffisientene i den logistiske regresjonsmodellen ble brukt til å estimere TPP som funksjon av RPPP [se VII: 3.1.1, uttrykk (21)]. Estimer for standardfeilen til koeffisientene i modellen ble brukt til å beregne et konfidensintervall for TPP-estimatet. Deretter foretok vi en sjekk av den logistiske regresjonsmodellen ved å fordele observasjonsenheter i evalueringsdatasettet på intervaller på grunnlag av relativ predikert tilstedeværelsessannsynlighet, RPPP: 0–0,1 (eventuelt igjen delt i 0–0,05 og 0,05–0,1), 0,1–0,2 ... I hvert RPPP-intervall ble gjennomsnittlig RPPP sammenliknet med andelen av observasjonsenheter i evalueringsdatasettet hvor kulturmarkseng var til stede. Et konfidensintervall for observert TPP i hvert RPPP-intervall ble beregnet ved å legge til grunn at de n observasjonene i RPPP-intervallet utgjorde en serie av n binomiale forsøk med sannsynlighet for suksess lik TPP i hvert forsøk (cf. Crawley 2007).

3.3 Egenskaper ved sannsynlighetsbaserte utvalg som er basert på de romlige prediksjonsmodellene

For de fire romlige prediksjonsmodellene NaR10 P500, NaS P500, ArOp P500 og NaS P100 som ble evaluert ved bruk av logistisk regresjonsanalyse (se kapittel 3.3) beregnet vi noen viktige egenskaper ved tenkte sannsynlighetsbaserte utvalg av observasjonssteder (se generell rapport, kapittel 5.4.3 og grunnlagsundersøkelse VII: 2.2 for utfyllende forklaring). Utgangspunktet for disse beregningene var vektoren $\hat{\mathbf{Q}} = \{\hat{q}_i\}$, $i = 1, \dots, N$, med prediksjoner for TPP gitt av den logistiske regresjonsmodellen for hver av de N gridrutene i undersøkelsesområdet ($N = 4096$ for P500 og $N = 102\,400$ for P100; jf. Tabell 3). Følgende egenskaper ble beregnet:

$^0c^*$, prevalensen (forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner) til kulturmarkseng i området; gjennomsnittet av alle $\hat{q}_i$ [se VII: 2.2, uttrykk (4) og (12)]

$^1c^*$, forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner i et sannsynlighetsbasert utvalg av orden 1 [se VII: 2.2, uttrykk (19)]

$^{+\infty}c^*$, maksimal andel tilstedeværelsesobservasjoner som er mulig i et sannsynlighetsbasert utvalg [se VII: 2.2, uttrykk (19)]

$^1C^*$, representasjonsforholdet i et sannsynlighetsbasert utvalg av orden 1 [se VII: 2.2, uttrykk (15) og (21)]

$^{+\infty}C^*$, representasjonsforholdet i et sannsynlighetsbasert utvalg med maksimal andel tilstedeværelsesobservasjoner [se VII: 2.2, uttrykk (15) og (21)]

4 Resultater

4.1 Prediksjonsmodellen

Fig. 3–5 viser prediksjonskart for de 18 prediksjonsmodellene. Kartene skiller seg tydelig med hensyn til hvor stor del av undersøkelsesområdet som utpekes som sannsynlig for tilstedeværelse av kulturmarkseng, men viser likevel i store trekk samme fordelingsmønster: høye prediksjoner i dalbunnen og litt opp i dalsidene i de sentrale dalførene (jf. Fig. 1) og lave prediksjoner ellers. Ut fra prediksjonskartene synes det ikke å være konsistente forskjeller mellom de seks modellene som er basert på ulike responsvariabler for samme prediktorvariabelsett. Et eksempel på dette er de seks modellene for P500 (Fig. 3). De to modellene med artsdata som responsvariabel predikerte mulig forekomst av kulturmarkseng i en mye større del av undersøkelsesområdet enn modellene som var basert på naturtypedata. Et tilsvarende mønster ble imidlertid ikke gjenfunnet verken for modeller basert på P100 eller for modeller basert på P10. For begge disse gruppene av modeller var det imidlertid en sterk tendens til at modellen som var basert på typiske arter predikerte mulig forekomst av kulturmarkseng i en mye større del av undersøkelsesområdet enn modellene som var basert på kjernearter (Fig. 4–5).

De tre modellene med sentroidene til hver av de 159 naturtypepolygonene som responsvariabel har høyest AUC–T innenfor sin hver gruppe av modeller basert på samme prediktorvariabelsett (Tabell 6). For prediktorvariabelsettene P10 og P100 var det stor forskjell i AUC–T mellom NaS-modellen og de andre modellene. Det var ingen systematisk forskjell i AUC–T mellom modeller basert på rastrede naturtypedata (NaR-modeller) og modeller basert på artsdata (Ar-modeller), men modellen som var basert på de finest rastrede naturtypedataene og det fineste prediktorgriddet (NaR10 P10) hadde svært lav AUC og diskriminerte klart dårligere mellom områder med lav og områder med høyere predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av kulturmarkseng enn de andre modellene. Dette kommer til uttrykk som en mer homogen grønnfarge i prediksjonskartet øverst til høyre i Fig. 5 enn i de øvrige prediksjonskartene i dette panelet. *Regularised training gain* er perfekt positivt korrelert med AUC–T, og de to målene gir derfor uttrykk for det samme, bare på ulike måleskalaer (se Tabell 6).

Det var noen variasjon mellom modellene med hensyn til hvilke prediktorer som bidro mest, men i store trekk var mønstrene konsistente på tvers av modeller med ulike spesifikasjoner (Tabell 6, Fig. 6). Avstand til bygning (AvFKBb) og/eller avstand til landbrukseiendom (AvLBb), som var sterkt korrelerte (jf. Tabell 4), bidro med 30–50 % til de fleste modeller. Store bidrag til de fleste modellene, i størrelsesorden 10–20 %, kom også fra høyde over havet (TeHOH) og fra gruppa av geologiske prediktorvariabler. Modellene som var basert på artsdata (ArOp- og ArVi-modeller) hadde høyere bidrag fra eksposisjon (TeEksG) og avstand fra sti- og traktorveg (AvStTr) enn de andre modellene, mens modellene som var basert på naturtypesentroider (NaS) hadde særlig høye bidrag fra avstand til landbrukseiendom (AvLBb).

4.2 Evaluering av prediksjonsmodellene

Tilstedeværelse av kulturmarkseng ble registrert for 32 av de 82 observasjonene (39,0 %) i evalueringsdatasettet E500 (500 × 500 m gridruter), for 29 av de 227 observasjonene (12,8 %) i E100 og for 23 av de 468 observasjonene (4,9 %) i E10.

Ingen av responsvariablene resulterte i modeller med klart høyere AUC–E enn sammenliknbare modeller (Tabell 6), men modeller der tyngdepunktet i naturtypefigurer var brukt som responsvariabel (NaS) hadde høyest AUC–E eller AUC–E mindre enn 0,005 AUC-enheter lavere enn modellen med høyest AUC–E innenfor hver av de tre gruppene av modeller som var basert på samme prediktorvariabelsett. For kornstørrelsen 10 m hadde NaS-modellen 0,019 enheter høyere AUC–E enn noen annen modell. Med unntak for prediktorvariabler og evalueringsdata rastret til kornstørrelse 500 m (der forskjellen mellom modellene var små), var modeller basert på artsdata dårligst eller blant de dårligste i hver gruppe. Modellen som var basert på observasjoner av typiske arter som responsvariabel og prediktorvariabler griddet til 500 m kornstørrelse (P500) hadde imidlertid den høyeste AUC-verdien (AUC–E = 0,931). Denne, og alle andre modeller basert på P500 hadde AUC–E > 0,9, det vil si at modellene ble karakterisert som meget gode. Det er imidlertid ikke uten videre grunn til å anta at verdiene for AUC–E er sammenliknbare mellom modeller som bruker prediktorvariabler og evalueringsdata griddet til ulike kornstørrelser.

Modellen NaR10 P10, som hadde påfallende lav AUC–T = 0,541, skilte seg ikke ut ved å ha lavere AUC–E enn sammenliknbare modeller.

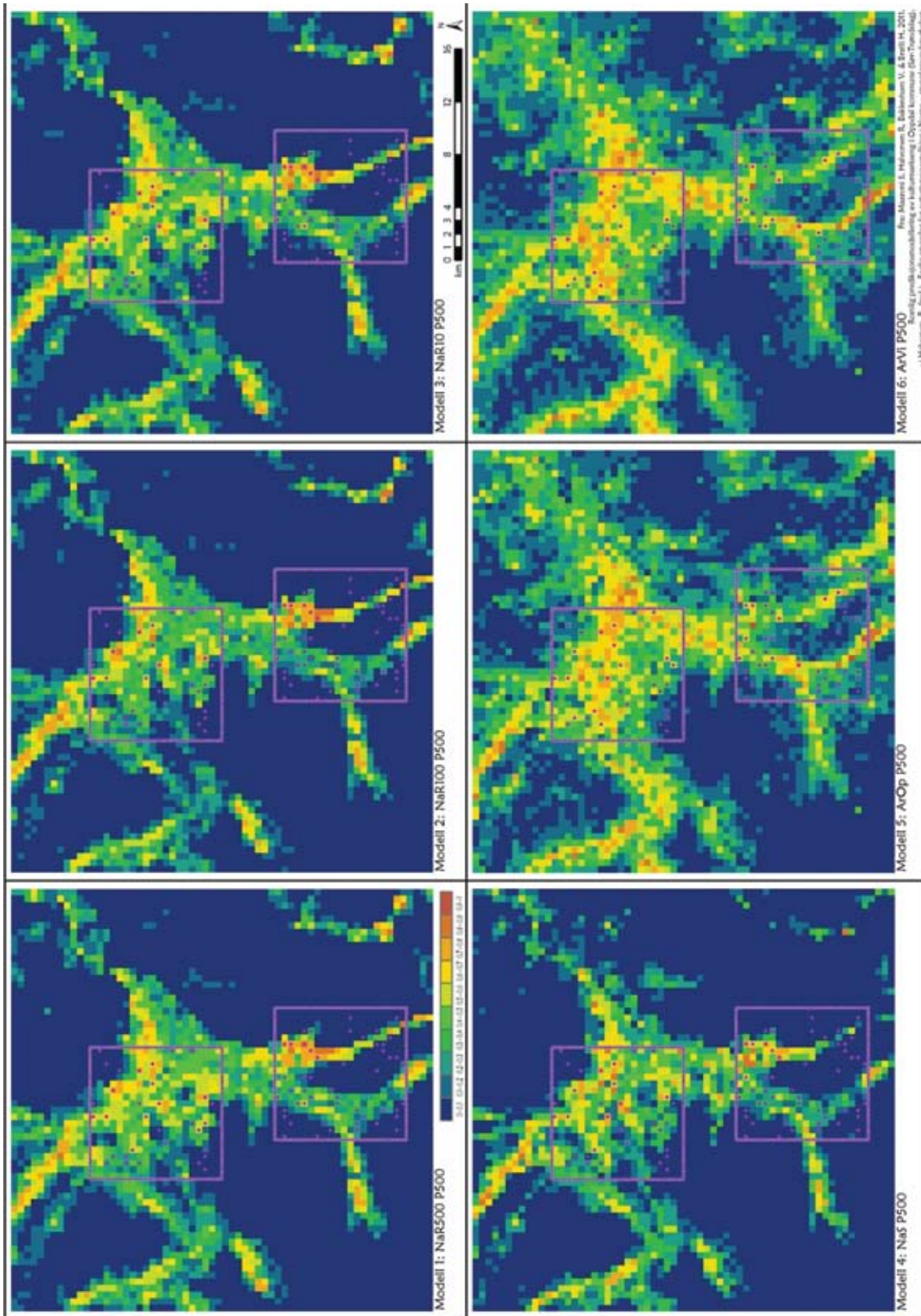


Fig. 3. Prediksjonskart for kulturmarkseng i undersøkelsesområdet (Oppland kommune, Sør-Trøndelag), utarbeidet for seks Maxent-modeller basert på ulike responsvariabler (se Tabell 3 for forklaring). Prediktorvariablene er griddet til kornstørrelse 500 m. Fargeskalaen angir relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 1 (logistic output i Maxent). AUC-verdier for modellene er gitt i Tabell 6.

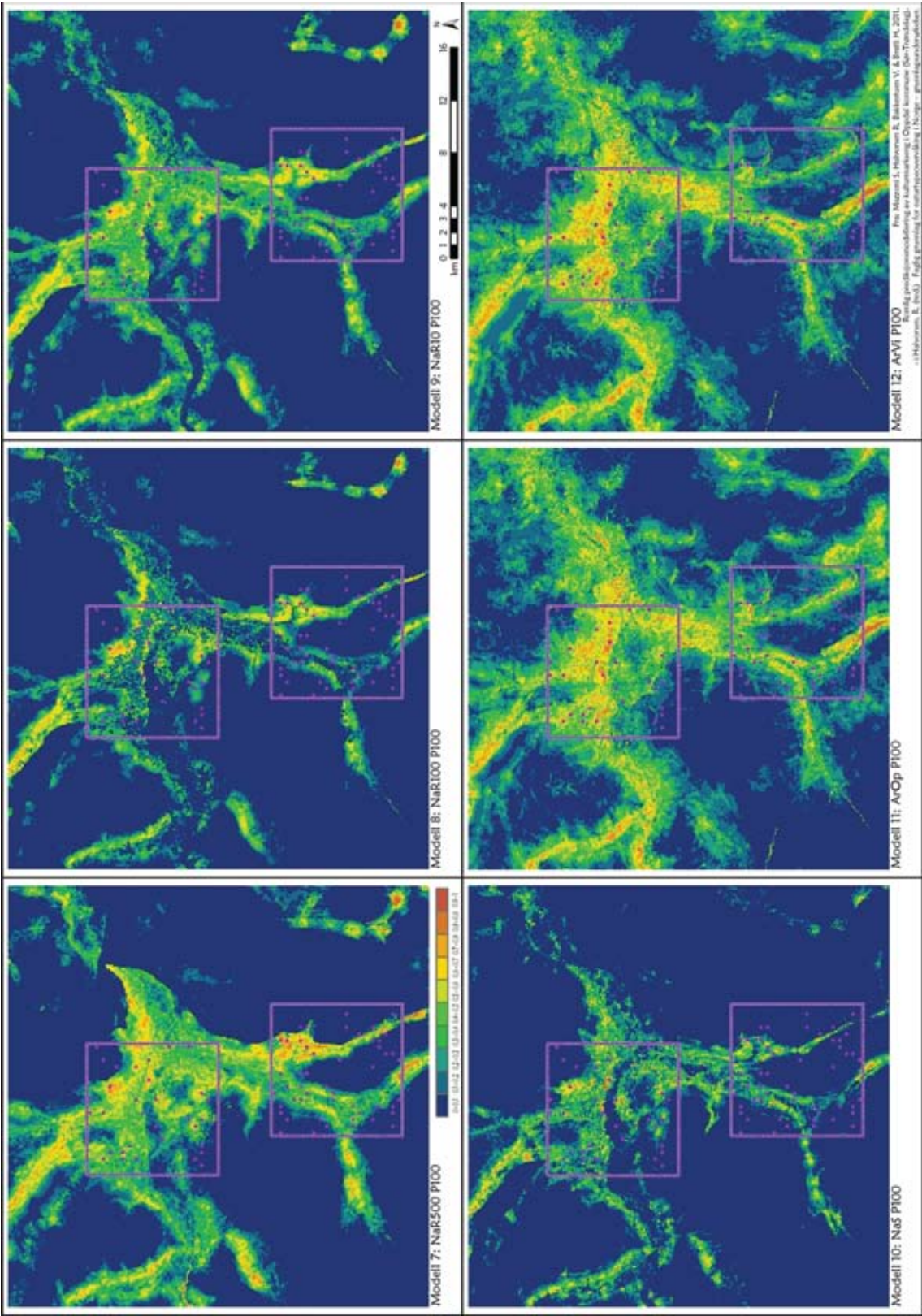


Fig. 4. Prediksjonskart for kulturmarkseng i undersøkelsesområdet (Oppland kommune, Sør-Trøndelag), utarbeidet for seks Maxent-modeller ba-sert på ulike responsvariabler (se Tabell 3 for forklaring). Prediktorvariablene er griddet til korntørrelse 100 m. Fargeskalaen angir relativ pre-dikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 1 (logistic output i Maxent). AUC-verdier for modellene er gitt i Tabell 6.

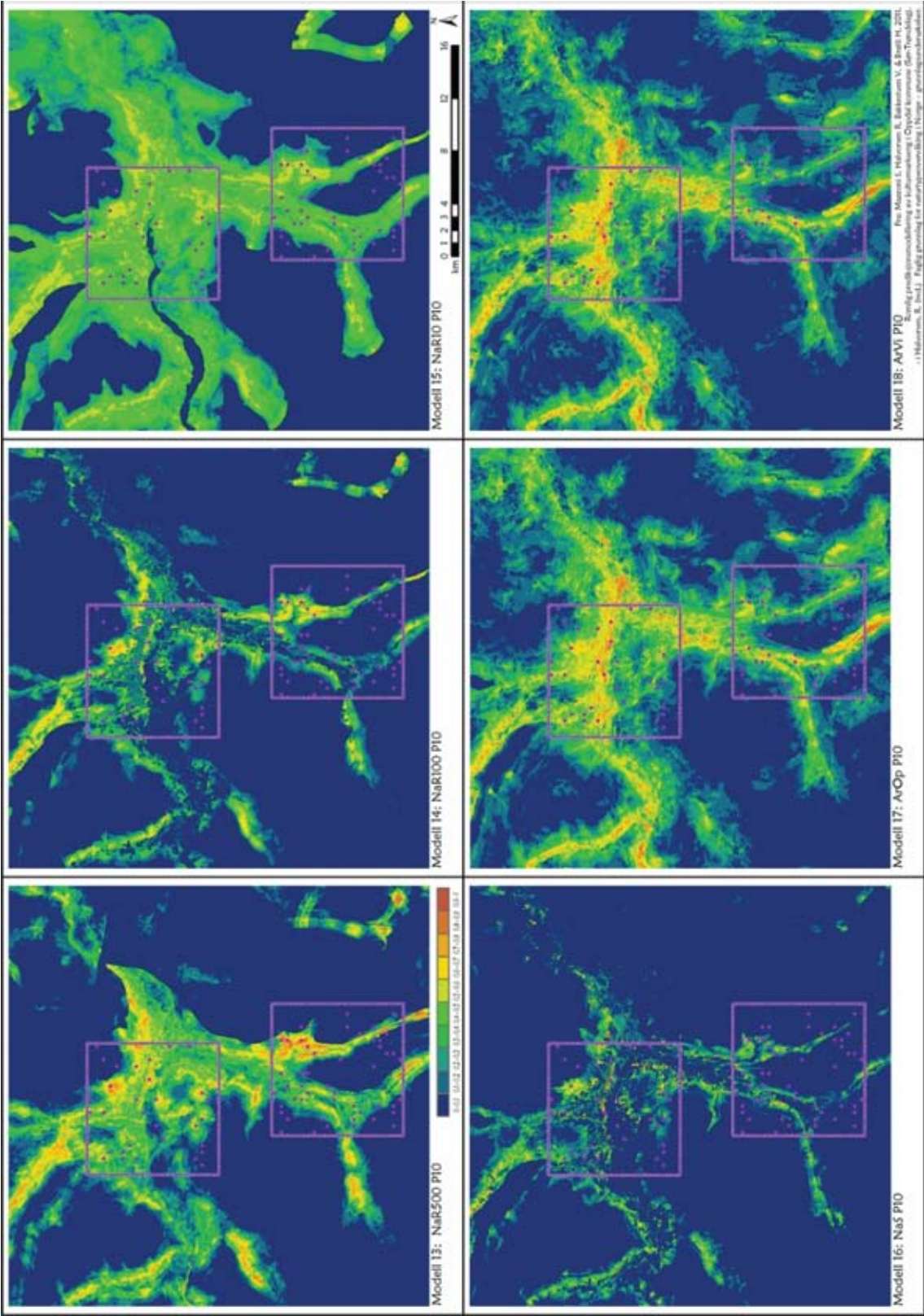


Fig. 5. Prediksjonskart for kulturmarkseng i undersøkelsesområdet (Oppdal kommune, Sør-Trøndelag), utarbeidet for seks Maxent-modeller basert på ulike responsvariabler (se Tabell 3 for forklaring). Prediktorvariablene er griddet til korntørrelse 10 m. Fargeskalaen angir relativ pre-dikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) på en skala fra 0 til 1 (logistic output i Maxent). AUC-verdier for modellene er gitt i Tabell 6.

Tabell 6. Maxent-modellenes egenskaper (se Tabell 3 for beskrivelse av responsvariablene). AUC-E = AUC-verdi basert på uavhengige evalueringsdata. AUC-T = AUC-verdi basert på splitting av treningsdataene for responsvariablen i en del som blir brukt til å kalibrere modellen og en del somk blir brukt for 'evaluering'. Regul(arised) training gain = alternativt mål til AUC-T på hvor god en modell er. Forkortelser av prediktorvariabelnavn er forklart i Tabell 4.

Modell- nummer	Respons- variabel- kode	Prediktor- variabel- raster (lineær dimensjon, m)	Regul. training gain	AUC-T	AUC-E	Prosentvis bidrag fra hver prediktor til modellen										
						AvFKBb	AvLbB	AvStTr	GeLøsK	GeBerg	GeLøsG	ArAR34	ArCLC	TeHOH	TeEksG	TeVVR9
1	NaR500	500	1,274	0,917	0,927	43,17	5,32	2,03	1,34	10,54	5,32	2,63	6,19	17,60	1,89	3,96
2	NaR100	500	1,400	0,930	0,922	38,46	6,78	1,14	2,11	11,06	9,38	3,42	7,17	15,26	2,13	3,08
3	NaR10	500	1,284	0,918	0,926	43,61	5,83	1,10	2,01	10,49	4,76	1,64	6,95	18,12	2,16	3,33
4	NaS	500	1,427	0,936	0,926	21,32	22,44	4,56	2,32	4,05	5,58	4,04	6,24	21,14	2,84	5,46
5	ArOp	500	0,726	0,857	0,928	41,28	4,33	13,50	3,79	4,16	4,51	4,09	3,74	6,04	10,77	3,80
6	ArVi	500	0,712	0,849	0,931	40,41	5,14	11,99	2,52	3,14	4,20	3,12	4,45	10,19	12,10	2,73
7	NaR500	100	1,212	0,912	0,801	41,26	6,21	0,98	1,45	10,91	6,05	2,70	6,10	17,09	2,26	4,99
8	NaR100	100	1,477	0,926	0,778	31,46	2,66	1,31	1,64	6,58	11,78	11,58	5,82	22,33	4,01	0,82
9	NaR10	100	1,100	0,884	0,810	39,25	3,46	1,40	0,26	6,22	7,66	7,09	3,36	24,34	3,84	3,12
10	NaS	100	1,876	0,956	0,810	11,60	21,46	11,14	0,57	3,61	3,39	21,81	6,78	13,11	2,82	3,71
11	ArOp	100	0,811	0,859	0,763	31,33	7,02	13,16	2,33	1,24	4,85	7,41	4,25	4,48	19,57	4,36
12	ArVi	100	0,797	0,852	0,752	29,39	8,93	13,64	2,94	1,59	3,18	5,40	5,79	7,91	18,99	2,24
13	NaR500	10	1,239	0,913	0,798	43,02	4,46	0,88	1,72	10,37	5,94	1,87	8,52	16,74	1,76	4,72
14	NaR100	10	1,442	0,922	0,845	32,87	2,86	1,31	1,45	6,76	10,37	10,73	5,65	22,76	4,91	0,33
15	NaR10	10	0,057	0,541	0,850	11,85	2,61	0,62	0,38	2,64	1,12	4,75	2,87	72,52	0,47	0,15
16	NaS	10	2,163	0,968	0,869	6,87	14,01	9,00	0,34	3,19	3,00	36,36	7,77	13,27	3,32	2,87
17	ArOp	10	0,873	0,863	0,814	31,94	11,02	9,51	6,88	0,51	3,18	10,76	4,24	2,99	13,96	5,01
18	ArVi	10	0,877	0,859	0,819	31,58	19,83	5,07	5,70	0,71	2,24	8,44	5,42	3,74	14,67	2,60

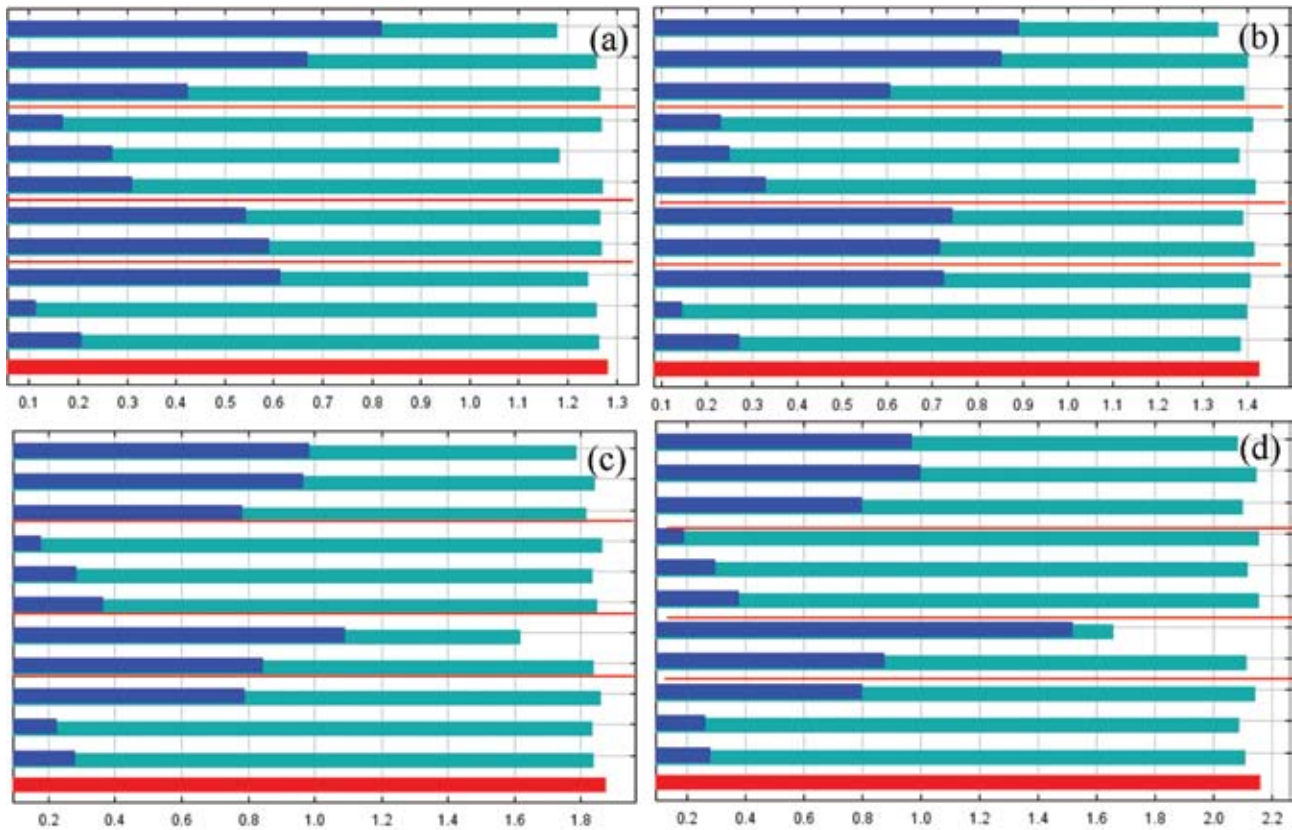


Fig. 6. Ulike prediktorvariablers bidrag til fire utvalgte Maxent-modeller for kulturmarkseng i undersøkelsesområdet (Oppdal), målt som regularised training gain (RTG; horisontale søyler, skala under hver delfigur). Prediktorvariablene er i rekkefølge fra topp til bunn i hver delfigur: AvFKBb, AvLBb, AvStTr; GeLøsF, GeBerg, GeLøsG; ArAR34, ArCLC; TeHOH, TeEksG, TeVR9. Røde linjer skiller prediktorvariabelgruppene. Grønn søyle: RTG-verdi for modell uten den angitte prediktorvariabelen. Blå søyle: RTG-verdi for Maxent-modell med den angitte prediktorvariabelen som eneste prediktor. Rød søyle: RTG-verdi for Maxent-modell basert på alle elleve prediktorene. (a) Modell 3 NaR10 P500. (b) Modell 4 NaS P500. (c) Modell 5 NaArOp P500. (d) Modell 10 NaS P100. For forklaring av modellbetegnelser, se Tabell 3 og 6.

Logistisk regresjonanalyse av TPP som funksjon av RPPP ga tilnærmet samme resultat for alle modeller basert på prediktorvariabler griddet til 500 m rutestørrelse (se Fig. 7 for et eksempel). Sannsynligheten for at kulturmarkseng skulle finnes økte med økende relativ predikert tilstedeværelsessannsynlighet (RPPP), og sammenhengen var sterkt signifikant. Den logistiske regresjonsmodellen indikerte at kulturmarkseng skulle finnes i omtrent alle 500 × 500 m ruter med RPPP > ca. 0.5. Fig. 8 viser at dette langt på veg stemte, og at den sigmoide formen på den logistiske regresjonskurven stemte godt overens med det virkelige variasjonsmønsteret i TPP. En tilsvarende logistisk regresjonanalyse av TPP som funksjon av

RPPP for modellen NaS P100 (Fig. 9) viste at den maksimale reelle sannsynligheten for tilstedeværelse som kan oppnås ved bruk av modeller basert på prediktorvariabler griddet til 100 m var lavere enn for modeller griddet til 500 m. Det er naturlig, ettersom andelen av tilstedeværelses-observasjoner (prevalensen) gradvis blir lavere med finere gridding inntil kornstørrelsen blir mindre enn den gjennomsnittlige figurstørrelsen for det modellerte naturfenomenet. Fig. 10 viser at den svakt, men jevnt stigende formen på den logistiske regresjonskurven (TPP som funksjon av RPPP) stemte godt overens med fordelingen av TPP som funksjon av RPPP.

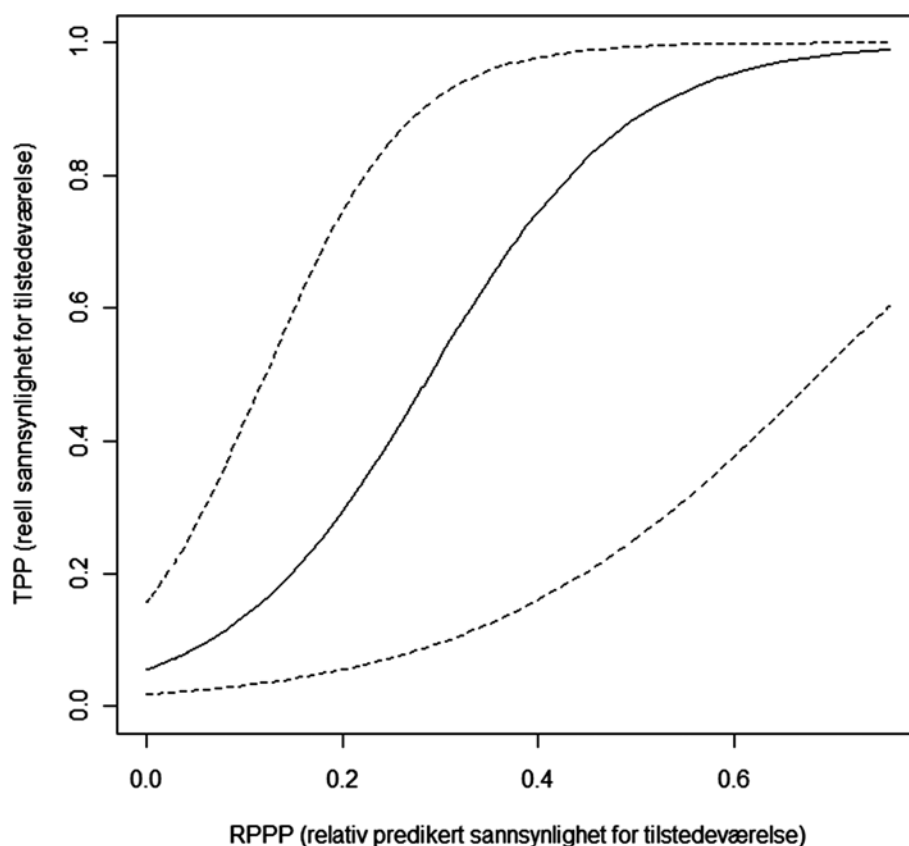


Fig. 7. Logistisk regresjonsmodell som viser sammenhengen mellom tilstedeværelsessannsynlighet (TPP) for kulturmarkseng i 500 × 500 m-ruter i undersøkelsesområdet (Oppdal) og predikert relativ tilstedeværelsessannsynlighet (RPPP) for de samme rutene (heltrukket linje). Til grunn for regresjonsmodellen ligger Maxent-modellen NaS P500, der tyngdepunkt for naturtypefigurer for D04 'naturbeitemark' (Anonym 2007) i Naturbase er brukt som responsvariabel og prediktorvariablene er griddet til kornstørrelse 500 m. Stiplede linjer angir et 95% konfidensintervall. Stigningstallet for modellen, gitt av funksjonen $\text{logit (TPP)} = 9,758 \cdot \text{RPPP} - 2,825$ var sterkt signifikant forskjellig fra null ($p < 1 \cdot 10^{-11}$).

4.3 Egenskaper ved sannsynlighetsbaserte utvalg som er basert på de romlige prediksjonsmodellene

Estimatene for naturtypens prevalens i undersøkelsesområdet basert på de romlige prediksjonsmodellene var ca. 22 % for gridruter á 500 × 500 m og ca. 6 % for gridruter á 100 × 100 m (Tabell 7). Tabell 7 viser at det er mulig å overrepresentere kulturmarkseng til ca. 4 × naturtypens virkelige hyppighet i et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonsenheter som er 500 × 500 m, og til ca. 10 × i et utvalg av observasjonsenheter som er 100 × 100 m.

Sannsynlighetsbaserte utvalg av orden 1, som er nær optimale med hensyn til presisjon i estimater for indikatorvariabelegenskaper, gir grunnlag for overrepresentasjon på 2,5–3,5 × naturtypens virkelige hyppighet (Tabell 7).

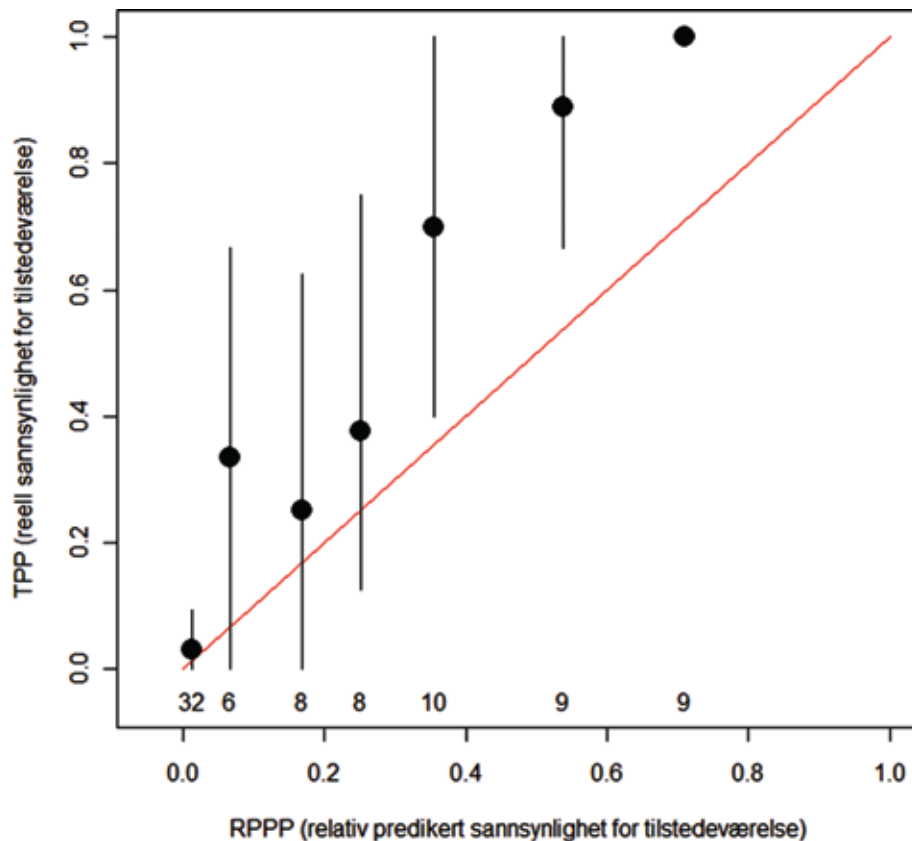


Fig. 8. Sammenheng mellom relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av kulturmarkseng i Oppdal (RPPP) og observert frekvens (TPP) i evalueringsdatasettet E500 (82 observasjonsenheter á 500 × 500 m, hvorav kulturmarkseng ble utfigurert i 32). Figuren er basert på Maxent-modellen NaS P500, der tyngdepunkt for naturtypefigurer for D04 'naturbeitemark' (Anonym 2007) i Naturbase er brukt som responsvariabel og prediktorvariablene er griddet til kornstørrelse 500 m. Tallene nederst i diagrammet viser antallet observasjonssteder (gridruter) som lå til grunn for beregning av observert frekvens for hvert PPP-intervall. Vertikale linjer angir et 95 % konfidensintervall.

Tabell 7. Egenskaper ved sannsynlighetsbaserte utvalg basert på utvalgte romlige prediksjonsmodeller.

Modell	Evalueringsdata	AUC-E	ϕ_c^*	1_c^*	$^{++}c^*$	1_C^*	$^{++}C^*$
NaR10 P500	E500	0,926	0,227	0,580	ca. 0,98	2,559	ca. 4
NaS P500	E500	0,926	0,227	0,591	ca. 0,98	2,609	ca. 4
ArOp P500	E500	0,928	0,217	0,678	ca. 0,98	3,124	ca. 4
NaS P100	E100	0,819	0,057	0,185	ca. 0,6	3,248	ca. 10

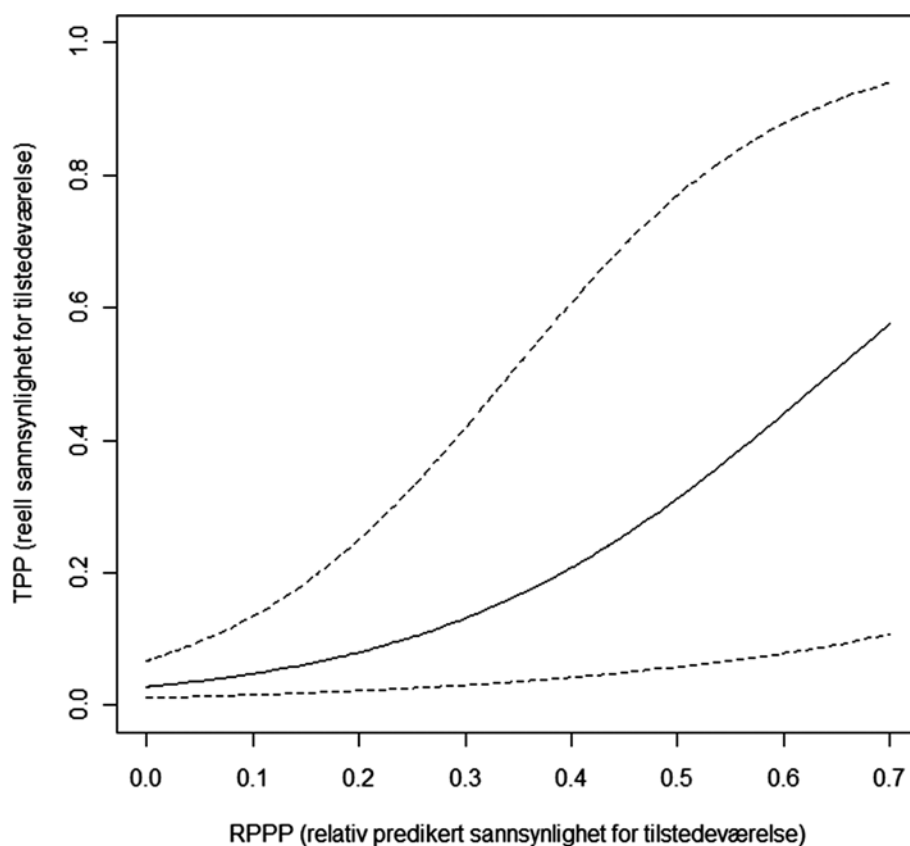


Fig. 9. Logistisk regresjonsmodell som viser sammenhengen mellom tilstedeværelsessannsynlighet (TPP) for kulturmarkseng i 100×100 m-ruter i undersøkelsesområdet (Oppdal) og predikert relativ tilstedeværelsessannsynlighet (RPPP) for de samme rutene (heltrukket linje). Til grunn for regresjonsmodellen ligger Maxent-modellen NaS P100, der tyngdepunkt for naturtypefigurer for D04 'naturbeitemark' (Anonym 2007) i Naturbase er brukt som responsvariabel og prediktorvariablene er griddet til kornstørrelse 100 m. Stiplede linjer angir et 95% konfidensintervall. Stigningstallet for modellen, gitt av funksjonen $\text{logit}(\text{TPP}) = 5,485 \cdot \text{RPPP} - 3,531$ var sterkt signifikant forskjellig fra null ($p < 1 \cdot 10^{-7}$).

5 Diskusjon

5.1 Kan vi stole på prediksjonsmodellene?

Resultatene viser at det, med de respons- og prediktordataene vi hadde til rådighet, var mulig å lage gode romlige prediksjonsmodeller for kulturmarkseng for et undersøkelsesområde hvor denne naturtypen fortsatt dekker en relativt stor andel av arealet. De fleste av de 18 modellene, også modeller som predikerer sannsynlighet for tilstedeværelse i et rutenett med så små gridceller som 10×10 m, er gode eller meget gode etter standardkriteriene (se kapittel 3.2). Den høyeste observerte AUC-verdien var 0,931. Modellene som predikerer sannsynlighet for tilstedeværelse i et rutenett med gridceller på 500×500 er sågar meget gode (alle med $AUC > 0,9$), også når de blir evaluert ved bruk av uavhengige evalueringsdata. Det finnes fortsatt få eksempler på studier der romlige prediksjonsmodeller blir evaluert ved bruk av uavhengige evalueringsdata, og sammenlikningsgrunnlaget er derfor tynt. Vi fant AUC-verdier på 0,810 for grisebladmodellen i grunnlagsundersøkelse III og 0,746 (0,810 i et delområde av undersøkelsesområdet) for eikemodellen i V. Inspeksjon av prediksjonskartene (og bidrag fra viktige prediktorer til modellene) viser imidlertid at modellene stemmer godt med generell kunnskap om hvor kulturmarkseng fordeler seg i landskapet, med konsentrasjon til lavereliggende områder i dalsidene (og mer i sørvendte enn i nordvendte ller), nær gårder, til seterregionen; alle steder fortrinnsvis der grunnforholdene og eksposisjonen er gunstig.

5.2 Datagrunnlag for romlig prediksjons-modellering

De 18 modellene er overraskende like, tatt i betraktning at helt ulike typer responsdata er brukt og at prediktorvariablene er griddet til kornstørrelser over en variasjonsbredde som er så stor som fra 10 til 500 m.

Likevel er det også interessante forskjeller mellom modellene. Med hensyn til valg av responsvariabel for modellering av kulturmarkseng er det verd å merke seg at det bare er små forskjeller i prediksjonsevne mellom modeller basert på artsdata og modeller basert på naturtypedata. En av grunnene til at vi valgte dette undersøkelses-området, var at vi visste at naturtypedataene fra denne kommunen er blant de mest fullstendige og mest pålitelige som finnes i Naturbase. Omfanget av naturtyperegistreringer (og artsregistreringer) i Oppdal er større, og kvaliteten på innsamlete data langt høyere, enn i de aller fleste andre kommuner [jf. oversikt over naturinventeringer som er gjort i Oppdal i Jordal (2010)], som er svært variabel (Gaarder et al. 2007). Om vi ser utover vårt undersøkelsesområde, er det grunn til å anta at tilgangen på artsdata av akseptabel kvalitet generelt er mye bedre og jevnere enn tilgangen på naturtypedata. Resultatene kan derfor indikere at artsdata ofte (eller oftest) kan være de beste responsvariabeldataene for romlig prediksjonsmodellering av naturtyper. Dette styrkes av at tilsvarende resultat ble funnet i grunnlagsundersøkelse VI. En medvirkende årsak til at naturtypedata ikke gir grunnlag for bedre prediksjoner enn artsdata, kan være at det bare er de mest verdifulle naturtypelokalitetene som blir registrert i kartleggingen etter DN-håndbok 13 (Anonym 2007), mens hensikten med vår modellering er å modellere alle naturtypefigurer for kulturmarkseng, uavhengig av verdi. Estimer for totalt figurareal for kulturmarkseng i undersøkelsesområdet, basert på modellene, indikerer en prevalens på ca. 6 % både for gridruter på 100 m og 10 m. Begge disse gridrute størrelsene er vesentlig mindre enn gjennomsnittlig figurareal for kulturmarkseng i området, og det er derfor grunn til å anta at 6 % er et pålitelig estimat for totalt figurareal. Totalarealet av naturtypefigurer med 'naturbeitemark' i undersøkelsesområdet utgjør imidlertid bare 1 % (jf. Tabell 3). At bare ca. 1/6 av det totale figurarealet for kulturmarkseng er kartlagt, i en kommune der kartleggingen har vært svært grundig, kan være en indikasjon på at data fra naturtypekartleggingen ikke fullt ut er representative for bredden av miljøforhold der denne naturtypen *som helhet* kan forekomme.

Vi fant ubetydelige forskjeller i prediksjonsevne mellom modeller basert på de to artsutvalgene. Det indikerer at eksakt hvilke arter som blir inkludert i et artutvalget som skal ligge til grunn for å ekstrahere observasjoner som skal brukes som responsvariabel i romlig prediksjonsmodellering, ikke er av avgjørende betydning. Fig. 4–5 indikerer imidlertid en tendens til at modeller som er basert på et større artsutvalg predikerer høy sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen over en større del av undersøkelsesområdet. Dette kan være et resultat av at antallet observasjoner er høyere i det største artsutvalget, men det kan også skyldes at kjerneartene har en snevrere amplitude og derfor en snevrere lokal geografisk utbredelse enn de typiske artene, som også finnes i andre naturtyper. Dette bør undersøkes nærmere.

Modeller basert på prediktorvariabler griddet til kornstørrelse 100 m har generelt lavere AUC beregnet på grunnlag av uavhengige evalueringsdata enn modeller griddet til kornstørrelse 10 m eller 500 m. Det er

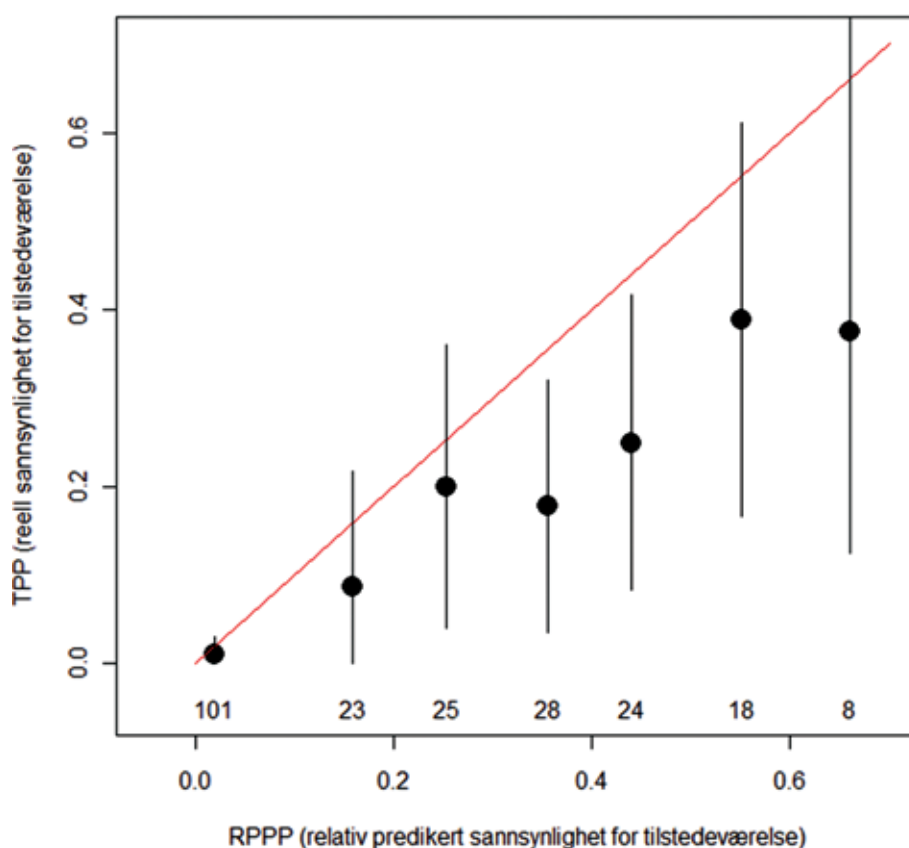


Fig. 10. Sammenheng mellom relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av kulturmarkseng i Oppdal (RPPP) og observert frekvens (TPP) i evalueringsdatasettet E100 (227 observasjonssenheter 100×100 m, hvorav kulturmarkseng ble utgigureret i 29). Figuren er basert på Maxent-modellen NaS P100, der tyngdepunkt for naturtypefigurer for D04 'naturbeitemark' (Anonym 2007) i Naturbase er brukt som responsvariabel og prediktorvariablene er griddet til kornstørrelse 100 m. Tallene nederst i diagrammet viser antallet observasjonssteder (gridruter) som lå til grunn for beregning av observert frekvens for hvert PPP-intervall. Vertikale linjer angir et 95 % konfidensintervall.

vanskelig å finne noen logisk grunn til dette. Generelt ville vi forvente at modellenes evne til prediksjon ble dårligere desto finere gridruter modellen skal predikere tilstedeværelse i. Vi har bare evaluert modellene ved bruk av evalueringsdata griddet til samme kornstørrelse som prediktorvariablene i de respektive modellene. Kornstørrelsene på prediktorvariabel- og evalueringsdatasettene kan imidlertid frikobles. Bare ved bruk av de samme evalueringsdatasettene til å teste modeller basert på ulike prediktorvariabelsett vil det være mulig å finne ut hva dette mønsteret skyldes.

I likhet med de romlige prediksjonsmodellene som blir rapportert i grunnlagsundersøkelsene III, V og VI er modellene for kulturmarkseng basert på relativt enkle prediktorer. Ikke overraskende er markslag ofte den enkeltprediktoren som alene forklarer mest av responsen (Tabell 5, Fig. 6). Sjøl om ikke kulturmark som sådan utgjør en egen markslagskategori i AR5 (Bjørndal 2007) gjør variabelen markslag at store deler av undersøkelsesområdet lett kan ekskluderes som uaktuelt for tilstedeværelse av kulturmarkseng. Sammen med opplysninger om nærhet til gårdsbruk, høyde over havet, enkle geologiske data og eksposisjonsgunstighet er dette tilstrekkelig til presis prediksjon av hvor naturtypen kan forventes å finnes. Det er likevel grunn til å anta at modellene kan forbedres vesentlig ved tilgang til bedre og mer relevante prediktorer, for eksempel historisk hevd og aktuell bruk og geologisk rikhet. Dette er verd å undersøke nærmere. Det er også verd å undersøke hvorvidt utfigurering av potensielle arealer for kulturmarkseng fra flybilder, historiske og/eller resente, vil være bedre egnet som responsvariabeldata enn både artsobservasjonsdata og naturtypefigurer som er kartlagt i felt etter DN-håndbok 13.

5.3 Vegen videre mot sannsynlighetsbasert overvåking av kulturmarkseng

Undersøkelsen viser helt klart at kulturmarkseng kan modelleres med så stor presisjon at sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder blir mulig, og at sannsynlighetsbasert overvåking vil kunne være en betydelig mer effektiv overvåkingsmetode enn direkte arealtyperepresentativ overvåking. Modellene som blir presentert i denne undersøkelsen gir grunnlag for å kunne velge ut 500 × 500 m observasjonsområder med nær full sikkerhet for å finne kulturmarkseng og 100 × 100 m observasjonsområder der det er omkring 50 % sannsynlighet for å finne naturtypen. Modellene gir dessuten grunnlag for pålitelig, arealrepresentativ estimering av indikatorvariabelegenskaper (svarende til sannsynlighetsbasert utvalg med veiefunksjon av orden 1; se grunnlagsundersøkelse VII: 2.2) i utvalg der ca. 60 % av observasjonsområdene inneholder naturtypen når gridrutene er 500 × 500 m (mot ca. 22 % i et tilfeldig utvalg) og der ca. 20 % av observasjonsområdene inneholder naturtypen når gridrutene er 100 × 100 m (mot ca. 6 % i et tilfeldig utvalg).

Det er imidlertid et godt stykke fra de vellykkete forsøkene med romlig prediksjonsmodellering av kulturmarkseng innenfor et begrenset område som Oppdal der kulturmarkseng er en vanlig naturtype til sannsynlighetsbasert nasjonal overvåking av denne naturtypen (eller av slåttemark eller beitemark) kan iverksettes for å frambringe arealrepresentative tall. Viktige spørsmål som fortsatt er uavklart, er blant annet:

- Hvorvidt det er mulig å utvikle en god romlig prediksjonsmodell som er gyldig for hele landet, og som gjør det mulig å velge ut observasjonene direkte uten å gå vegen om nøsting (det vil si først å velge ut større observasjonsområder og dernest å plassere mindre observasjonene innenfor observasjonsområdene; se generell rapport, kapittel 2.4)
- Hvilken responsvariabel som generelt gir de beste prediksjonsmodellene for denne naturtypen
- Hvor mye modellene fortsatt kan forbedres dersom nye prediktorvariabler gjøres tilgjengelige
- Hvilken størrelse på observasjonsenhetene (og dermed også på rutene som prediktorvariablene griddes til) som er mest hensiktsmessig

Den store regionale variasjonen i lokal arealdekning (prevalens) av kulturmarkseng (jf. Norderhaug & Svalheim 2009, Norderhaug et al. 2010) gir grunn til å tro at en nøstet framgangsmåte kan være hensiktsmessig, jf. resultatene av grunnlagsundersøkelse V som viser at det er betydelig variasjon i eikemodellens prediksjonsevne fra kjernen til marginalområdene i eikas utbredelse. Dersom det samme viser seg å være tilfellet for kulturmarkseng må det også avklares hvorvidt sannsynlighetsbasert utvalg bør benyttes på det øverste og/eller på lavere nivåer i hierarkiet av observasjonsområder og observasjonssteder. Et mulig første steg for å avklare disse spørsmålene kan være å modellere sannsynligheten for tilstedeværelse (eller, direkte, totalt figurareal) av kulturmarkseng i store observasjonsområder av standard størrelse, for eksempel som vårt undersøkelsesområde (ca. 1 000 km²). En slik modell bør baseres på et breitt spekter av prediktorvariabler, som inkluderer historiske data (for eksempel fra landbrukstallinger), resente landbruksstatistikk (omfang av ulike driftsformer, aktive setre etc.), landskapstypedata (jf. grunnlagsundersøkelse II), bosettingsmønster, kommunikasjon og plassering langs regionale økokliner [de trinnløse sone- og seksjonsgradientene i PCA-Norge; Bakkestuen et al. (2008)]. Et naturlig neste trinn kan være å teste hvorvidt en og samme modell kan brukes til å predikere *relativ* sannsynlighet for å påtreffes kulturmarkseng i ulike observasjonsområder; det vil si om kulturmarkseng fortrinnsvis finnes på steder med samme karakteristiske trekk i alle områder uansett om naturtypen utgjør en liten eller en stor arealandel. I så fall vil det være mulig å kombinere de to modellene til et nøstet sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder for kulturmarkseng.

Referanser

- Anonym, 2007. Kartlegging av Naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. 2. utgave 2006, oppdatert 2007. – DN-Håndbok 13. (<http://www.dirnat.no/>).
- Anonym (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. – Dir. Naturforv. Utredn. 2010: 3: 1-161.
- Araújo, M.B. & Guisan, A. 2006. Five (or so) challenges for species distribution modelling. – J. Biogeogr. 33: 1677-1688.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. – Ecol. Modelling 200: 1-19.

- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Halvorsen, R. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. – *J. Biogeogr.* 35: 1906-1922.
- Bjørndal, I. 2007. Markslagsklassifikasjon i økonomisk kartverk. – *Handb. Skog Landsk.* 2007: 1: 1-89.
- Bratli, H., Økland, T., Økland, R.H., Dramstad, W.E., Elven, R., Engan, G., Fjellstad, W., Heegaard, E., Pedersen, O. & Solstad, H. 2006. Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. – *Agric. Ecosyst. Environm.* 114: 270-286.
- Bryn, A. & Daugstad, K. 2001. Summer farming in the subalpine birch forest. – *UNESCO Man Biosphere Ser.* 27: 307-315.
- Cawsey, E.M., Austin, M.P. & Baker, B.L. 2002. Regional vegetation mapping in Australia: a case study in the practical use of statistical modelling. – *Biodiv. Conserv.* 11: 2239-2274.
- Crawley, M.J. 2007. *The R book*. – Wiley, Chichester.
- Dobrowski, S.Z., Safford, H., D., Cheng, Y.B. & Ustin, S.L. 2008. Mapping mountain vegetation using species distribution modeling, image-based texture analysis, and object-based classification. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 499-508.
- Elith, J. & Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. – *Ecography* 32: 66-77.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129-151.
- Elith, J., Phillips, S., Hastie, T., M., D., Chee, Y. & Yates, C. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. – *Divers. Distrib.* 17: in press.
- Emanuelsson, U. 2009. Europeiska kulturlandskap: Hur människan format Europas natur. – Formas, Stockholm.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environm. Conserv.* 24: 38-49.
- Fjellstad, W., Dramstad, W. & Huso, B. 2007. 3Q: Jordbrukets kulturlandskap – status og utviklingstrekk. – *Dokum. Skog Landsk.* 2007: 4: 1-54.
- Fjellstad, W., Norderhaug, A. & Ødegaard, F. 2010. Jordbruksareal. – In: Kålås, J.A., Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. *Book, Jordbruksareal, Artsdatabanken, Norge, Trondheim*, 39-49.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F. & The NCEAS Species Distribution Modelling Group, 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. – *Divers. Distrib.* 13: 332-340.
- Gaarder, G., Larsen, B.H. & Melby, M.W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. – *Miljøfaglig Utredn. Rapp.* 2007: 1-84.
- Haines-Young, R., Barr, C.J., Firbank, L.G., Furse, M., Howard, D.C., McGowan, G., Petit, S., Smart, S.M. & Watkins, J.W. 2003. Changing landscapes, habitats and vegetation diversity across Great Britain. – *J. environm. Mgmt* 67: 267-281.
- Halvorsen, R. 2010. Oversettelse fra Direktoratet for naturforvaltning sine naturtypekartleggingshåndbøker 13 og 19 til Naturtyper i Norge versjon 1.0. – *Naturtyper i Norge Oversettelsesnøkkel 1: 1-116.* (www.artsdatabanken.no).
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0.* – Artsdatabanken, Trondheim.
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. – *Radiology* 143: 29-36.
- Jordal, J.B. 2010. Kartlegging av naturtyper i Oppdal kommune i 2009, med hovedvekt på Kinnpiken-Grytdalen og Vinstradalen. – *Rapp. J. B. Jordal* 2010: 2: 1-97.
- Jordal, J.B. & Gaarder, G. 2007. Kartlegging av naturtyper i Oppdal kommune. – *Miljøfagl. Utredn. Rapp.* 2005: 66: 1-116.
- Kielland-Lund, J. 1992. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. 2. Håndbok for feltregistrering. Viktige vegetasjonstyper i kulturlandskapet, Øst-Norge. – Norsk Inst. Naturforsk. & Dir. Naturforv., Trondheim.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010a. Norsk rødliste for arter 2010 – The 2010 Norwegian red list for species. – Artsdatabanken, Norge, Trondheim.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A. & Hortal, J. 2010. The uncertain nature of absences and their importance in species distribution modelling. – *Ecography* 33: 103-114.

- McInerney, J.P. 1994. Duality - the future face of farming. – *J. r. agric. Soc. Engl.* 155: 25-33.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Niinemets, U. & Kull, K. 2005. Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorous in a species-rich wooded meadow in calcareous soil. – *Acta oecol.* 28: 345-356.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (red.) 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. – Valdres Trykkeri, Fagernes.
- Norderhaug, A., Bele, B., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2010. Naturindeks for Norge 2010: Åpent lavland. – *Dir. Naturforv. Utredn.* 2010: 3: 70-78.
- Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2009. Faglig grunnlag for handlingsplan for trua naturtyper: Slåttemark i Norge. – *Bioforsk Rapp.* 4: 57: 1-47.
- Pearce, J.L. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. – *Ecol. Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. – *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwich, J.R. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. – *Ecol. Appl.* 19: 181-197.
- Rinde, E., Rygg, B., Bekkby, T., Isæus, M., Erikstad, L., Sloreid, S.-E. & Longva, O. 2006. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DNs Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. – *Norsk Inst. Vannforsk. Rapp.* 5321: 1-32.
- Rinde, E., Sloreid, S.-E., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Erikstad, L. & Longva, O. 2004. Modellering av utvalgte marine naturtyper og EUNIS-klasser. - *Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld.* 807: 1-33.
- Robinson, R.A. & Sutherland, W.J. 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – *J. appl. Ecol.* 39: 157-176.
- Sappington, J.M., Longshore, K.M. & Thomson, D.B. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. – *J. Wildlife Mgmt.* 71: 1419-1426.
- Skånes, H.M. & Bunce, R.G.H. 1997. Directions of landscape change (1741-1993) in Virestad, Sweden - characterised by multivariate analysis. – *Landsc. urban Planning* 38: 61-75.
- Sverdrup-Thygeson A, Bakkestuen V, Bjureke K, Blom H, Brandrud TE, Bratli H, Endrestøl A, Framstad E, Jordal JB, Skarpaas O, Stabbetorp OE, Wollan AK, Ødegaard F, 2009. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (ARKO). Faglig framdriftsrapport for 2009 – *Norsk Inst. Naturforsk. Rapp.* 528: 1-76.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 22: 1-349.

V Romlig prediksjonsmodellering av eik (*Quercus* spp.) i Sørøst-Norge

Jogeir N. Stokland & Rune Halvorsen

1 Innledning

Romlig prediksjonsmodellering av arter og naturtyper bruker vanligvis stedfestete tilstedeværelses-observasjoner for en art eller en naturtype som responsvariabel (se generell rapport, kapittel 4.2). Denne responsvariabelen blir modellert som funksjon av kartfestete miljøvariabler (prediktorvariabler), og resultatet, prediksjonsmodellen, angir relativ sannsynlighet for tilstedeværelse av en responsvariabel (se generell rapport, kapittel 4.2.2 punkt 4). Det finnes en lang rekke metoder som kan brukes til modellering av slike tilstedeværelse-uten-fraværdata (se Elith et al. 2006, Franklin 2009 og grunnlagsundersøkelsene III og IV for eksempler). Det er også mulig å generere *pseudo-absence* observasjoner (falske fraværsobservasjoner) og benytte metoder som forutsetter ekte tilstedeværelse- og fraværdata (Hirzel et al. 2001, Elith & Leathwich 2007, Chefaoui & Lobo 2008, Stokland et al. 2011).

Ekte tilstedeværelses- og fraværdata er bedre for romlig prediksjonsmodellering enn tilstedeværelse-uten-fraværdata, av (minst) to grunner: (i) man får et mer reelt datagrunnlag for å modellere hvor arten (eller naturtypen) virkelig er tilstede og hvor den er fraværende, og (ii) prediksjonene fra modellen kan tolkes direkte som predikert sannsynlighet for tilstedeværelse. Disse fordelene realiseres imidlertid bare dersom alle observasjoner er virkelige tilstedeværelse-fraværsobservasjoner, er samlet inn med en arealrepresentativ utvalgs metode (se generell rapport, kapittel 5.3.3) og dekker opp hele variasjonen i miljøforhold der arten finnes samt miljøforhold der arten ikke finnes. Det er imidlertid svært tidkrevende å samle inn slike data, og ekte tilstedeværelse- og fraværdata dekker derfor vanligvis små arealer eller inneholder relativt få observasjoner spredd utover et større område.

Det finnes imidlertid et datasett som har alle de ønskete egenskapene omtalt i forrige avsnitt, nemlig data fra Landsskogtakseringen. Dette datasettet omfatter i alt ca. 10 000 prøveflater fordelt regelmessig over hele Norges skogareal (arealtyperepresentativt utvalg; se generell rapport, kapittel 5.3.3). De samme egenskapene er registrert med standard metodikk (Anonym 2006) på alle flater slik at ikke-registrering av et treslag eller annet fenomen kan tolkes som en observasjon av reelt fravær. I dette studiet er benyttet tilstedeværelses- og fraværsobservasjoner av treslaget eik (*Quercus* spp.) på Landsskogtakseringens prøveflater på Øst- og Sørlandet. Disse dataene skal presumptivt gi grunnlag for å modellere reelle sannsynligheter for tilstedeværelse og fravær av eik. I tillegg ble data for å evaluere eikemodellen samlet inn på et forholdsvis stort antall observasjonssteder uavhengig av landsskogtakseringsflatene. Samtidig med innsamling av uavhengige evalueringsdata for eikemodellen, ble det også samlet inn data for en rekke mikrohabitater knyttet til eiketrær, som er viktige som livsmedier for en lang rekke eikeassosierte arter. Dette er dels hoved- og grunntyper innenfor livsmedium-hovedtypen ved-livsmedier (T6) i NiN-systemet (Halvorsen et al. 2009) og dels sammensatte livsmedium-objekter som hører til objektgruppene svært stort (gammelt) tre (GT), dødvedinnhold (DV) og levende tre som huser spesielt livsmedium (LT). Disse dataene ble samlet inn for å beregne betingete sannsynligheter for at disse mikrohabitatene skulle være til stede, gitt at størrelsen (brysthøydiameteren) på de observerte eiketrærne var kjent. Variasjon i tilstedeværelse av mikrohabitater gjennom eikas utbredelsesområde ble også undersøkt.

Undersøkelsen har et firedelt formål: (i) å prøve ut ekte tilstedeværelse- og fraværdata fra Landsskogtakseringen som treningsdata for romlig prediksjonsmodellering, (ii) å utvikle en best mulig romlig prediksjonsmodell for eik som har en svært stor assosiert fauna (se kapittel 2.1), (iii) å framskaffe grunnleggende kunnskap om utbredelse og hyppighet av viktige mikrohabitater på eik, og (iv) å drøfte hvordan eikemodellen kan utvikles som redskap for overvåking av naturmangfold.

2 Materiale og datainnsamlingsmetoder

2.1 Eik som treslag, naturtype og nøkkelart

Eik er det vanligste edelløvtræslaget i Norge og er utbredt i lavlandet fra Østfold til Møre og Romsdal med størst forekomst i Agder-fylkene og Telemark [Tabell 1; se også Hultén (1971) og Moen (1998)]. Studieområdet i dette delprosjektet dekker fylkene fra Østfold til Vest-Agder og inneholder ca. 93 % av all eik i Norge.

Eik forekommer som to arter i Norge, sommerek (*Quercus robur*) og vinterek (*Quercus petraea*). De to treslagene hybridiserer hyppig og man påtreffer ofte mellomformer. Det er derfor ofte være vanskelig å identifisere eik til art.

Eik kan forekomme som bestandsdannende treslag og danne eikeskog eller, i NiN-terminologi, natursystem-hovedtypen fastmarksskogsmark (T23) dominert av eik. Vel så vanlig er det imidlertid at eiketrær forekommer spredt i skog hvor andre treslag er dominerende. Eika trives best på veldrenert mark [økoklinen vannmetning av marka (VM-A) trinn A1 veldrenert mark] og den foretrekker frisk mark [økoklinen uttørkingsfare (UF) trinn 1 frisk], men i motsetning til de fleste andre lauvtræslagene har eika betydelig tørketoleranse [og finnes derfor også på steder med uttørkingsfare UF trinn 2 moderat tørkeutsatt]. Eik vokser både på silikatberggrunn og på mer kalkrik grunn, og utspenner derfor hele økoklinen kalkinnhold (KA), fra trinn 2 kalkfattig til trinn 6 kalkmark. Som dominerende treslag finnes eik først og fremst i grunntypene [1–4] av fastmarksskogsmark (T23), det vil si som blåbær(eike)skog, småbregne(eike)skog, svak lågurt(eike)skog og lågurt(eike)skog.

Eik er kjent som et en nøkkelart med mange assosierte arter; herbivore insekter som lever i kronen på levende trær (Hultgren et al. 1997, Sverdrup-Thygeson et al. 2010a), epifyttiske lav som vokser på eikestammer (særlig på gamle trær med grov bark; Hultgren 1995, Bratli & Blom 2009), mykorrhiza-dannende sopp (Brandrud et al. 2009) og tallrike vedlevende arter både blant sopp og insekter (Ødegaard et al. 2009, Sverdrup-Thygeson et al. 2010b). Mange rødlistede arter er knyttet til eik (Kålås et al. 2010). Dette gjelder særlig lavarter assosiert med grov eikebark, insekter som lever i hule eiketrær og vedboende sopp som er knyttet til grov eikeved (Sverdrup-Thygeson et al. 2010a, Ødegaard et al. 2009).

Tabell 1. Fordeling av eik (*Quercus* spp.) i Norge. Kilde: Norsk institutt for skog og landskap, http://www.skogoglandskap.no/-artikler/2007/Landsskogdata_krysstabell

Fylke	Volum (m ³)	%
Østfold	79 988	1,1
Akershus	31 929	0,4
Hedmark	2 086	0,0
Oppland	0	0,0
Buskerud	17 389	0,2
Vestfold	434 832	6,0
Telemark	930 211	12,9
Aust-Agder	2 707 361	37,5
Vest-Agder	2 492 092	34,5
Rogaland	348 239	4,8
Hordaland	125 633	1,7
Sogn og Fjordane	43 385	0,6
Møre og Romsdal	13 430	0,2
Sør-Trøndelag	0	0,0
Sum	7 226 575	100,0

2.2 Undersøkellesområde

Denne undersøkelsen omfattet hele skogarealet i fylkene Østfold, Akershus, Hedmark, Oppland, Buskerud, Vestfold, Telemark, Aust-Agder og Vest-Agder. Disse fylkene omfatter som nevnt i kapittel 2.1 hovedutbredelsesområdet for eik i Norge.

2.3 Treningsdata for prediksjonsmodellering

Treningsdatasettet for responsvariabelen (tilstedeværelse av eik) som ble benyttet i denne undersøkelsen besto av alle de 6251 landsskogtakseringsflatene i undersøkelsesområdet (se kapittel 2.1). Landsskogtakseringens prøveflater er et arealtyperepresentativt utvalg av observasjonssteder som er systematisk plassert i et 3 × 3 km rutenett som dekker all skog fra havnivå til bartregrensa. Ulike kombinasjoner av miljøforhold er representert i utvalget proporsjonalt med sin hyppighet i undersøkelsesområdet, og det store antallet prøveflater gjør at alle rimelig vanlige kombinasjoner av miljøforhold er representert. Hver prøveflate er sirkulær, med radius 8,92 m og areal 250 m². Alle levende trær med brysthøydiameter større eller lik 5 cm registreres på hver prøveflate.

Eik forekom på 305 flater og manglet på 5946 flater, det vil si at eikas prevalens (relative frekvens; se generell rapport, kapittel 2.5) i utvalget av landsskogtakseringsflater var 0,0488. Landsskogtakseringen skiller ikke mellom sommereik og vintereik. Det betyr at responsvariabelen i dette studiet var eik som en kollektiv art, dvs. *Quercus* spp.

2.4 Prediktorvariabler

Et hovedformål med undersøkelsen var å lage heldekkende prediksjonskart for eik i undersøkelsesområdet. Det ble derfor bare benyttet prediktorvariabler som kunne griddes til et rutenett med kornstørrelse (lengde av gridcellekant) 25 m over *alle* gridruter i *hele* undersøkelsesområdet. Miljøvariabler som var registrert på landsskogsflatene (for eksempel bonitet, jorddybde og vegetasjonstype) kunne derfor ikke benyttes. Prediktorvariabler som ble benyttet i den romlige prediksjonsmodelleringen av eik er listet opp i Tabell 2.

2.5 Uavhengige evalueringsdata

Prediksjonsmodellen (se kapittel 3.1) ble benyttet til å lage et prediksjonskart for eik i undersøkelsesområdet. Dette kartet viser predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik (PPP, *predicted probability of presence*; se generell rapport, kapittel 4.2.2 punkt 4) i flater á 250 m² innenfor 25 × 25 m gridruter. For

Tabell 2. Miljøvariabler benyttet som prediktorer for tilstedeværelse av eik

Karttema	Romlig oppløsning (kornstørrelse)	Kommentar
Januartemperatur	1 km	Kart utarbeidet av DNMI
Januarnedbør	1 km	Kart utarbeidet av DNMI
Juninedbør	1 km	Kart utarbeidet av DNMI
Høyde over havet	25 m	Kart (terrengmodell) fra Statens kartverk, avledet fra N50 med 20 m ekvidistanse
Solinnstråling vinter	25 m	Avledet fra terrengmodell
Solinnstråling vår	25 m	Avledet fra terrengmodell
Solinnstråling sommer	25 m	Avledet fra terrengmodell
Topografisk våthetsindeks	25 m	Avledet fra terrengmodell

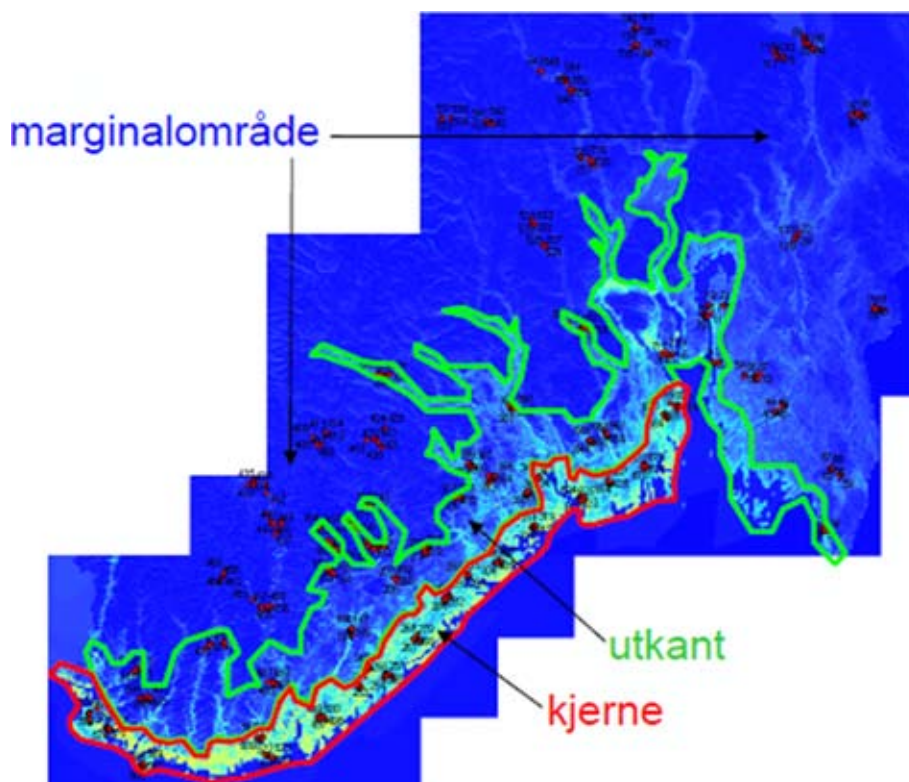


Fig. 1. Den geografiske fordelingen av gridruter som ble valgt ut for feltevaluering. Kartet viser også grensene for kjerne, utkant og marginalområder for eik. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

å kunne vurdere hvorvidt prediksjonene fra modellen samsvarer med den reelle sannsynligheten for tilstedeværelse av eik i undersøkelsesområdet, og hvorvidt modellens prediksjonsevne var like god i alle deler av undersøkelsesområdet, gjennomførte vi en evaluering av modellen ved bruk av et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett. Vi brukte prediksjonskartet til å velge ut observasjonenheter til et *evalueringsdatasett*. Dette datasettet, som inneholder registreringer av tilstedeværelse eller fravær av eik (og andre egenskaper ved eik, se kapitlene 2.6–7) i 250 m²-flater (lik landsskogflatene) i et utvalg av gridruter fra undersøkelsesområdet (som prediksjonskartet gir prediksjoner for), ble brukt til en uavhengig test av prediksjonsmodellen.

Prediksjonskartet ble brukt til å dele inn eikas utbredelsesområde i tre soner: kjerne, utkant og marginalområder (Fig. 1). Soneinndelingen ble utført manuelt på grunnlag av inspeksjon av kartet. Kjerneområdet besto av de delene av undersøkelsesområdet der gridruter med høy sannsynlighet for tilstedeværelse av eik ($PPP > 0,7$) forekom hyppig, ofte som større sammenhengende arealer (mange kilometer i utstrekning) som ikke var adskilt fra andre større arealer med høy PPP av arealer med lav PPP. Utkantområdet besto av de delene av undersøkelsesområdet hvor gridruter med høye PPP-verdier forekom regelmessig, men vanligvis som små sammenhengende arealer som var forbundet med kjerneområdet via korridorer der midlere PPP-verdier ($0,3–0,7$) forekom regelmessig. Marginalområdet, som omfattet resten av undersøkelsesområdet, var dominert av PPP-verdier lavere enn $0,3$. I marginalområdet forekom midlere PPP-verdier innenfor små, isolerte arealer og høye PPP-verdier forekom sjelden.

Utvælgelse av observasjonenheter til evalueringsdatasettet ble gjort ved en totrinnsprosedyre. I trinn 1 ble det valgt ut 54 såkalte senterpunkter spredt over hele utbredelsesområdet, noenlunde likt fordelt mellom fylker og mellom utbredelsessonene kjerne, utkant og marginalområder (Fig. 1). Avstanden mellom slike senterpunkter var vanligvis 10–30 km og aldri mindre enn 6 km. I trinn 2 ble det valgt ut gridceller omkring hvert senterpunkt (vanligvis innen en radius på 1–5 km) som etter intensjonen skulle dekke hele spekteret av predikerte sannsynligheter for tilstedeværelse av eik (PPP-verdier). Om mulig, ble én gridcelle valgt ut fra hvert av intervallene $0–0,1$, $0,1–0,2$, ..., $0,9–1$. I marginalområdet fantes imidlertid ingen gridruter med høye PPP-verdier. Evalueringsdatasettet har dermed større representasjon av lave enn av høye PPP-verdier (se Fig. 5). Utvælgelsen av observasjonssteder til evalueringsdatasettet ble gjort slik at ingen gridruter som lå

Tabell 3. Registreringer av stammediameter og mikrohabiter på levende eiketrær.

Egenskap	Definisjon	Variabeltype/måleenhet
Stammediameter	Stammediameter målt 1,3 m over normalt stubbeavskjær	kontinuerlig, i cm
Døde greiner i trekrona	0 = ingen døde greiner 1 = 1–10 % døde greiner 2 = 10–30 % døde greiner 3 = 30–50 % døde greiner 4 = 50–90 % døde greiner 5 = 90–99 % døde greiner	kategorisk variabel; én klasse angitt
Diameter av største døde grein	Diameter ved basis av tykkeste døde grein	kontinuerlig; i cm
Død stammeved	Lengde langs stammen med barkløs død ved	kontinuerlig; i m
Råtehull	Råtehull (> 5 cm diameter) fra avbrukne greiner eller som fragmenterer yteveden av død stammeved; danner ikke hul stamme	tellevariabel; antall
Hulrom i stamme, størrelse	Innvendig diameter på hulrom i stamme (forekomst av hulrom krever at hulrommet har innvendig diameter > 5 cm)	kontinuerlig; cm
Hulrom i stamme, plassering	B = bakkekontakt L = lavere enn 2 m H = høyere enn 2 m	kategorisk variabel; én klasse angitt

nærmere en annen gridrute enn 200 m kunne bli valgt ut. Dette ble gjort for å unngå romlig autokorrelasjon. Grensa på 200 m ble bestemt ut fra en semivariansanalyse (Rossi et al. 1992) som viste at PPP-verdier for par av gridruter med større avstand seg imellom enn 200 m tilnærmet ikke er romlig strukturert (resultater ikke vist). I alt ble det undersøkt 505 observasjonsheter rundt de 54 senterpunktene; 162 i kjernen, 202 i kanten og 141 i marginalområdet.

På hvert observasjonssted utvalgt for innsamling av evalueringsdata ble tilstedeværelse eller fravær av eik registrert innenfor to konsentriske sirkler med radius henholdsvis 8,9 m (*innerflate*, med areal 250 m²) og 14,1 m (*storflate*, med areal 624 m²). Arealet av liten og stor evalueringsflate svarer til henholdsvis ei landsskogtakseringsflate og ei 25 × 25 m gridrute. I innerflata ble totalt antall eiketrær med brysthøydiameter > 5 cm talt opp. Fra senterpunktet ble det gjort en relaskopmåling av samtlige forekommende treslag som mål på stående volum av de ulike treslagene. Tilstedeværelse av eik innenfor storflateradien på 14,1 m ble notert dersom eik ikke ble observert i relaskopet.

2.6 Registrering av stammediameter og mikrohabiter på eik i evalueringsflatene

Stammediameter i brysthøyde og mikrohabiter (se Tabell 3) ble registrert for de tre største eiketrærne innenfor hver storflate i evalueringsdatasettet. Deretter ble det lett etter mikrohabiter som ikke ble funnet på disse tre trærne på andre eiketrær innenfor storflata. Trær som inneholdt et 'nytt' mikrohabitat ble målt og mikrohabitatet registrert. Mikrohabiter ble sjelden observert på trær utover de tre største, og det maksimale antallet trær som ble registrert i ei storflate var 4.

Denne registreringsmetodikken medførte at omtrent alle forekomster av mikrohabiter innenfor en radius på 14,1 m ble registrert på et stort flertall av observasjonsstedene for evalueringsdata. På flater med mange grove trær (der mikrohabitatene forekom hyppigst) ble imidlertid ikke alle enkeltforekomster av mikrohabiter registrert fordi hver type allerede var registrert på de 3–4 største trærne.

Mikrohabitatene er viktige levesteder for en rekke arter som er assosiert med eik og er, sammen med forekomst av store eiketrær, strukturelementer som kan brukes for å operasjonalisere naturtilstand (*naturalness*) i eikeskog.

2.7 Registrering av død ved i evalueringsflatene

Stående og liggende dødvedenheter av eik (inkludert døde eikegreiner) med største diameter > 5 cm ble talt opp innenfor hver storflate (med radius 14,1 m) i evalueringsdatasettet. Både stående og liggende dødvedenheter ble delt inn i følgende diameterklasser (basaldiameter): 5–20 cm, 20–40 cm og > 40 cm.

3 Metode for romlig prediksjonsmodellering

3.1 Romlig prediksjonsmodellering med BRT (*boosted regression trees*)

Vi benyttet BRT (*boosted regression trees*) for romlig prediksjonsmodellering. Denne metoden forutsetter at responsvariabelen inneholder ekte tilstedeværelse-fraværsobservasjoner. Prediktorvariablene kan være kontinuerlige og/eller kategoriske. BRT er en numerisk datatilpasningsmetode som søker å balansere overtilpasning av modellen til dataene (*overfitting*) mot generell gyldighet ved at en del av treningsdataene (for eksempel 80 %) løpende brukes til å kalibrere modellen og resten brukes til å evaluere den. BRT har vist seg å være blant de aller metodene for romlig prediksjonsmodellering (Elith et al. 2006). For nærmere beskrivelse av metoden viser vi til Elith et al. (2008), se også De'ath (2007).

Som ledd i BRT-analysen beregnes AUC (*area under the receiver operator characteristic curve*; se generell del, kapittel 4.2.6) som mål på hvor godt metoden beskriver dataene. AUC blir beregnet ved resubstitusjon (20 % kryssvalidering) av treningsdataene (se generell del, kapittel 4.2.2 punkt 5b), det vil si ved at 20 % av observasjonene utelates etter tur, modellen kalibreres på de resterende 80 % og brukes til å predikere tilstedeværelsessannsynlighet for eik for de utelatte 20 %. Dette gjøres fem ganger, slik at det til sist foreligger prediksjoner for alle observasjonene i treningsdatasettet. Disse prediksjonene brukes til å beregne AUC.

I tillegg regner BRT ut de enkelte prediktorenes prosentvise bidrag til modellen og viser ved hjelp av figurer hvordan predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik avhenger av de enkelte prediktorene, gitt at alle de andre prediktorene holdes konstant (*partial dependence plots*).

3.2 Evaluering av prediksjonsmodellen

Prediksjoner fra en romlig prediksjonsmodell som er basert på ekte tilstedeværelse-fraværdata er estimater for reelle tilstedeværelsessannsynligheter. Likevel er det ikke gitt at modellen er 'riktig'; viktige prediktorvariabler kan mangle, det kan finnes uforutsette skjevheter i responsvariabeldataene, responsvariabelens predikerbarhet kan variere geografisk eller det kan finnes andre grunner. Hensikten med å evaluere modellen på data samlet inn i felt uavhengig av dataene som ble brukt til å kalibrere modellen, var å vurdere hvorvidt modellen ga et riktig bilde av sannsynligheten for å finne eik, over hele variasjonsbredden for predikerte sannsynligheter (PPP-verdier) og i ulike deler av utbredelsesområdet. Vi gjorde dette på to måter.

Det uavhengige evalueringsdatasettet (tilstedeværelse/fraværsobservasjoner i 505 observasjonsheter) ble brukt til å konstruerte ROC-kurver (*receiver operating characteristic curve*) som forklart i detalj i generell rapport, kapittel 4.2.6. Separate ROC-kurver ble laget for hele evalueringsdatasettet og for delsettene for kjerne, kant og marginalområdet. Arealet under hver ROC-kurve, AUC (*area under curve*; Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997), ble benyttet som indikator på hvor god prediksjonsmodellen var. AUC-verdien er et estimat for sannsynligheten for at modellen tilordner en høyere PPP-verdi til en tilfeldig valgt tilstedeværelsesobservasjon enn til en tilfeldig valgt fraværsobservasjon (Pearce & Ferrier 2000).

Det uavhengige evalueringsdatasettet ble også brukt til en detaljert analyse av modellens prediksjonsevne under spesifiserte forhold. For denne analysen ble observasjonshetene i evalueringsdatasettet fordelt på ti intervaller på grunnlag av predikert tilstedeværelsessannsynlighet, PPP: 0–0,1, 0,1–0,2 ... 0,9–1. I hvert PPP-intervall ble midtpunktet (PPP = 0,05, 0,15, ..., 0,95) sammenliknet

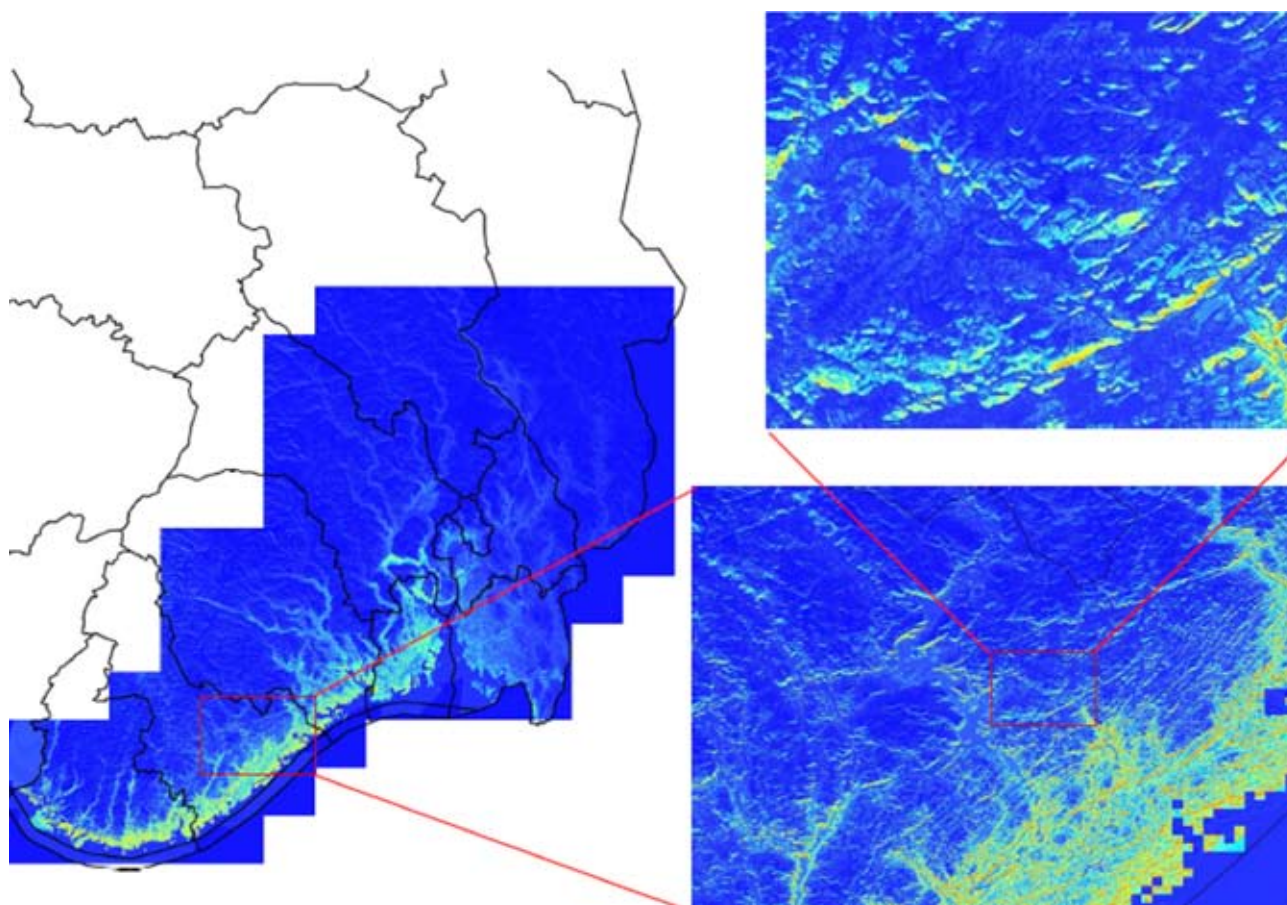


Fig. 2. Predikert utbredelse av eik på Østlandet og Sørlandet basert på BRT-modell. Kartet til venstre viser hele undersøkelsesområdet mens de to bildene til høyre viser mindre utsnitt.

med andelen av observasjonssenheter i evalueringsdatasettet hvor eik er tilstede (TPP, *true probability of presence*; se kapittel 4.2.6). For en optimal prediksjonsmodell er TPP lik gjennomsnittlig PPP-verdi (som er tilnærmet lik midtpunktet i intervallet) i hvert intervall på PPP-skalaen, i alle delområder av undersøkelsesområdet. Et konfidensintervall for observert TPP i hvert PPP-intervall ble beregnet ved å legge til grunn at de n observasjonene i PPP-intervallet utgjorde en serie av n binomiale forsøk med sannsynlighet for suksess lik TPP i hvert forsøk (cf. Crawley 2007).

4 Resultater

4.1 Prediksjonsmodell for eik og feltevaluering

4.1.1 Prediksjonsmodellen

Prediksjonskartet for eik (Fig. 2) gjenspeiler eikas kjente utbredelse i undersøkelsesområdet: sterk konsentrasjon til et relativt skarpt avgrenset kystnært belte fra Vestfold til Vest-Agder med utløpere innover i landet langs de laveliggende, store dalførene. Kartet viser også at eika har tydelig lavere frekvens i kystnære områder i Østfold sammenlignet med den tilsvarende kystsonen i Vestfold. Kartet viser også at det er stor variasjon i predikert tilstedeværelse av eik på finere romlige skalaer. En sammenlikning mellom kartutsnittet oppe til høyre i Fig. 2 og et topografisk kart viser at eik innover i landet og høyere over havet er knyttet til sydvendte terrengposisjoner.

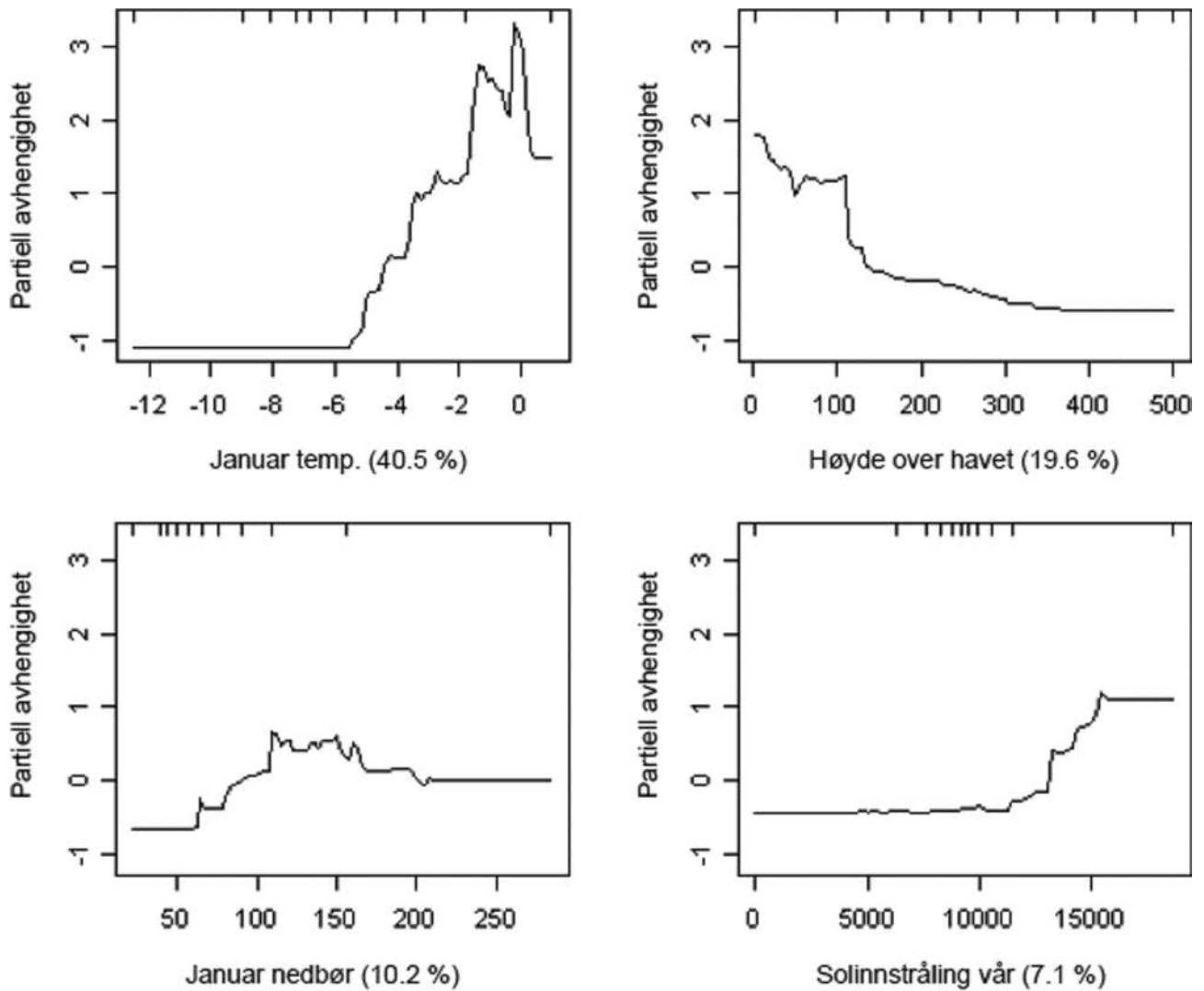


Fig. 3. De fire prediktorene som bidro mest til BRT-modellen for tilstedeværelse av eik. Kurvene viser sannsynligheten for at eik skal forekomme som funksjon av hver enkelt prediktorvariabel, gitt at alle andre prediktorer holdes konstante. Små markeringer langs overkanten av figuren viser deciler (tiprosentintervaller) i fordelingen av prediktoren.

Tabell 4. AUC-verdier for BRT-modellen for tilstedeværelse av eik, evaluert på grunnlag av det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet ($n = 505$), for hele undersøkelsesområdet og separat for kjerne, utkant og marginalområdet (se Fig. 1).

Område	Antall observasjoner	Antall tilstedeværelsesobservasjoner	Antall fraværsobservasjoner	AUC
Hele	505	222	283	0,746
Kjerne	162	107	55	0,628
Utkant	202	104	98	0,734
Marginal	141	11	130	0,810

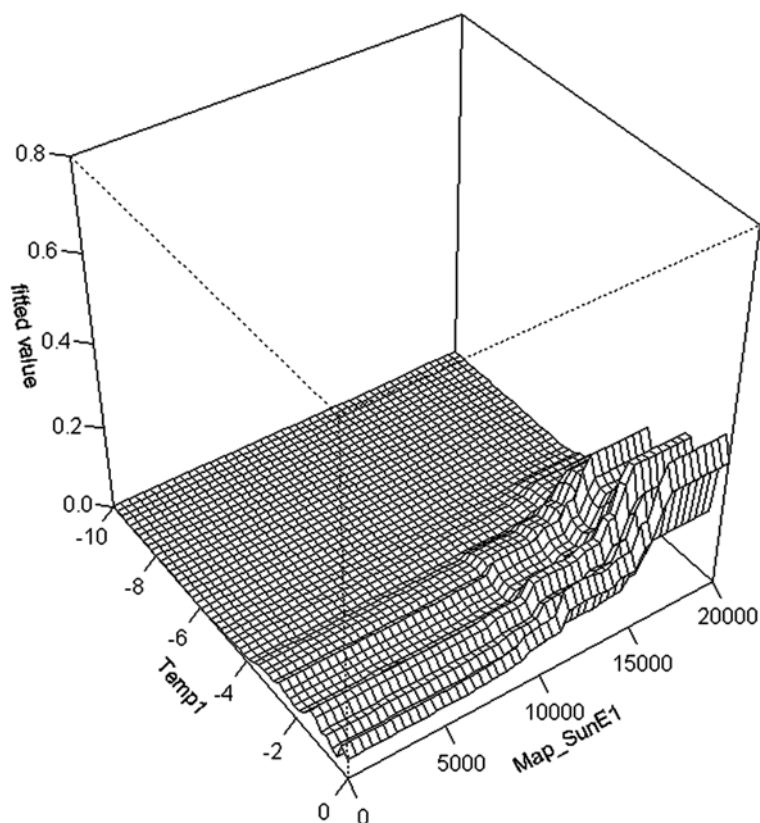


Fig. 4. Interaksjon mellom januartemperatur og solinnstråling om våren.

Prediksjonsmodellen for tilstedeværelse av eik hadde en resubstitusjons-AUC (basert på kryssvalidering av treningsdata) lik 0,97, hvilket indikerer en meget god modell (jf. generell rapport, kapittel 4.2.6).

Januartemperatur, høyde over havet, januardnedbør og solinnstråling om våren var de miljøfaktorene som bidro sterkest til BRT-modellen (Fig. 3). Det klart største bidraget, 40,5 %, kom fra januartemperatur. Figuren viser at eik mangler fullstendig ved lavere januartemperatur enn $-5,5^{\circ}\text{C}$ og at sannsynligheten for tilstedeværelse av eik økte med økende januartemperatur til et høyt nivå fra omkring 0°C . Det nest største bidraget, 19,6 %, kom fra høyden over havet som ble benyttet som surrogat for sommertemperatur.

Sannsynligheten for tilstedeværelse av eik var høy og stabil under ca. 120 m o.h., avtok deretter markant til et lavere nivå og fortsatte å avta til ca. 350 m o.h. hvor den flatet ut på et minimumsnivå. Januardnedbør hadde det tredje høyeste bidraget (10,2 %) til prediksjonsmodellen. Eika var minst frekvent i områder med lavere januardnedbør enn 50 mm, deretter økte sannsynligheten for tilstedeværelse med økende januardnedbør til et optimum omkring 110 mm, for deretter å avta svakt igjen. Dette mønsteret reflekterte en geografisk gradient innenfor kystnære områder fra Østfold (med lavest januardnedbør) til Vest-Agder (med høyest januardnedbør). Solinnstråling om våren bidro 7,1 % til modellen. Fig. 3 viser at sannsynligheten for tilstedeværelse av eik økte sterkt ved en terskel som skilte de ca. 10 % gunstigst plasserte observasjonsstedene i treningsdatasettet fra øvrige steder.

Disse særlig gunstige stedene er sør- til sørvestvendte terrengposisjoner i hellende terreng (brattere helning gir økt solinnstråling) som har et gunstigere lokalklima med tidligere snøsmelting og tidligere start på vekstsesongen enn omkringliggende områder med flatt terreng eller andre eksposisjoner. Også prediktorvariabelen solinnstråling om vinteren hadde en liknende effekt, men bidro mindre til modellen. Modellen viste en tydelig interaksjon mellom prediktorvariablene januartemperatur og solinnstråling om våren: jo lavere januartemperatur (mindre gunstig makroklima), desto sterkere konsentrasjon av høye predikerte tilstedeværelsessannsynligheter til terrengposisjoner med høyest solinnstråling om våren (Fig. 4).

De øvrige prediktorvariablene bidro svært lite til modellen. Prediktoren topografisk våthetsindeks, som bidro 6,2 %, viste en viss økt sannsynlighet for at eik skulle finnes ved de laveste verdiene, det vil si på tørkeutsatte steder.

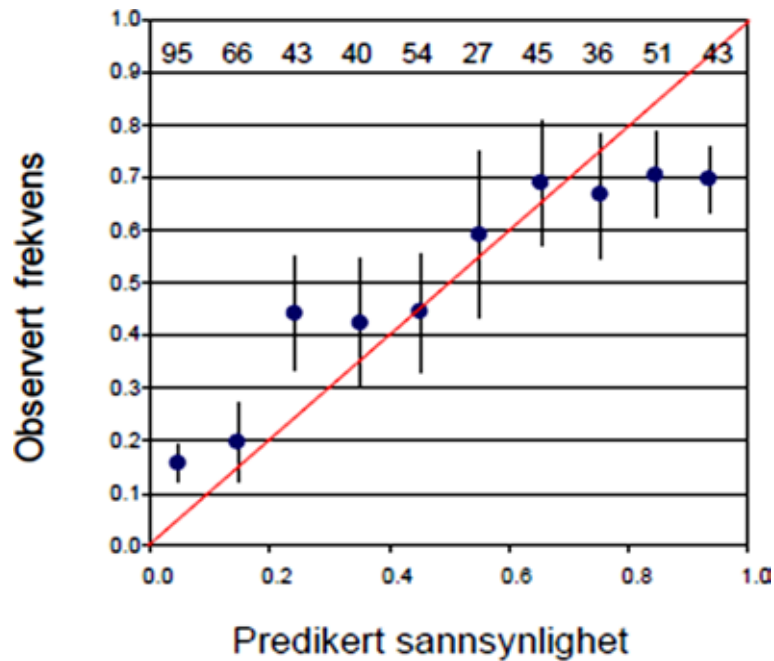


Fig. 5. Sammenheng mellom predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik (PPP) og observert frekvens i evalueringsdatasettet (TPP) for ti PPP-intervaller. Tallene øverst i diagrammet viser antallet observasjonssteder (gridruter) som lå til grunn for beregning av observert frekvens for hvert PPP-intervall. Vertikale linjer angir 90 % konfidensintervall.

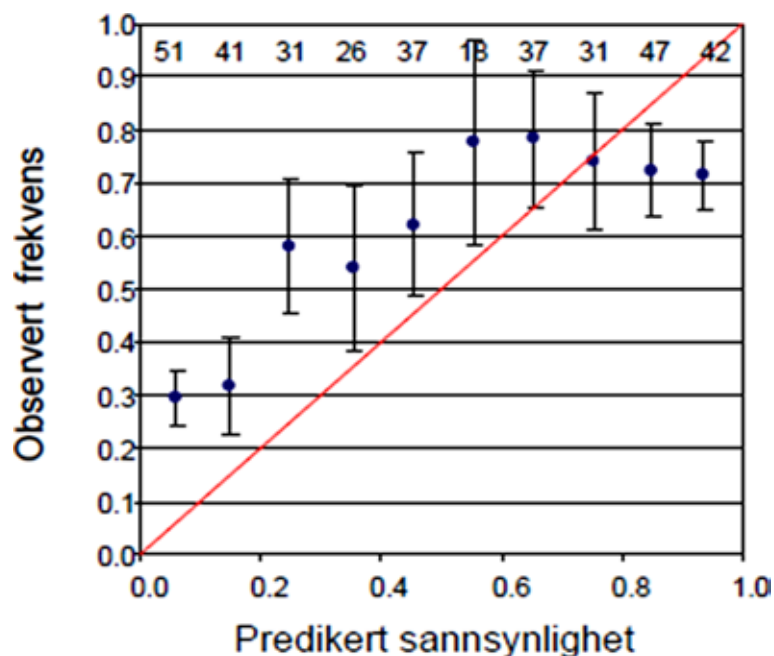


Fig. 6. Sammenheng mellom predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik (PPP) og observert frekvens (TPP) i deler av evalueringsdatasettet når observasjonssteder i marginalområdet er utelatt. Tallene øverst i diagrammet viser antallet observasjonssteder (gridruter) som lå til grunn for beregning av observert frekvens for hvert PPP-intervall. Vertikale linjer angir 90 % konfidensintervall.

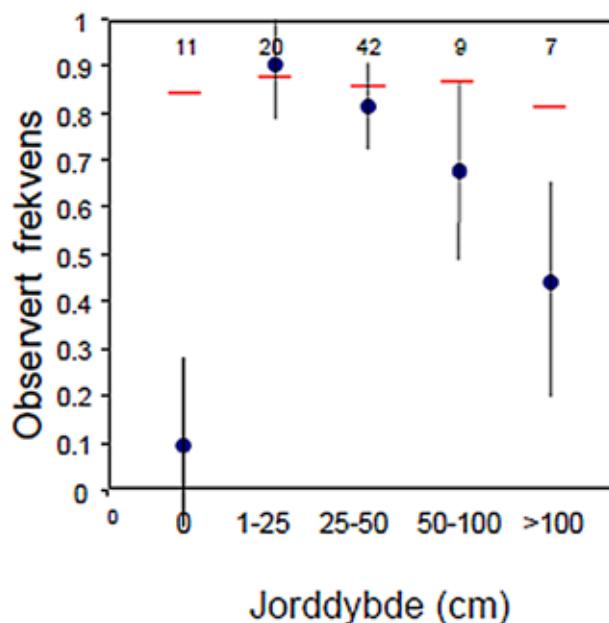


Fig. 7. Sammenheng mellom predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik (PPP; rød horisontal linje) og observert frekvens (TPP) for alle observasjonssteder i evalueringsdatasettet med predikert sannsynlighet høyere enn 0,7, fordelt på fem jorddybdeklasser. Figuren er basert på observasjoner samlet inn i 2009. Vertikale linjer angir 90 % konfidensintervall.

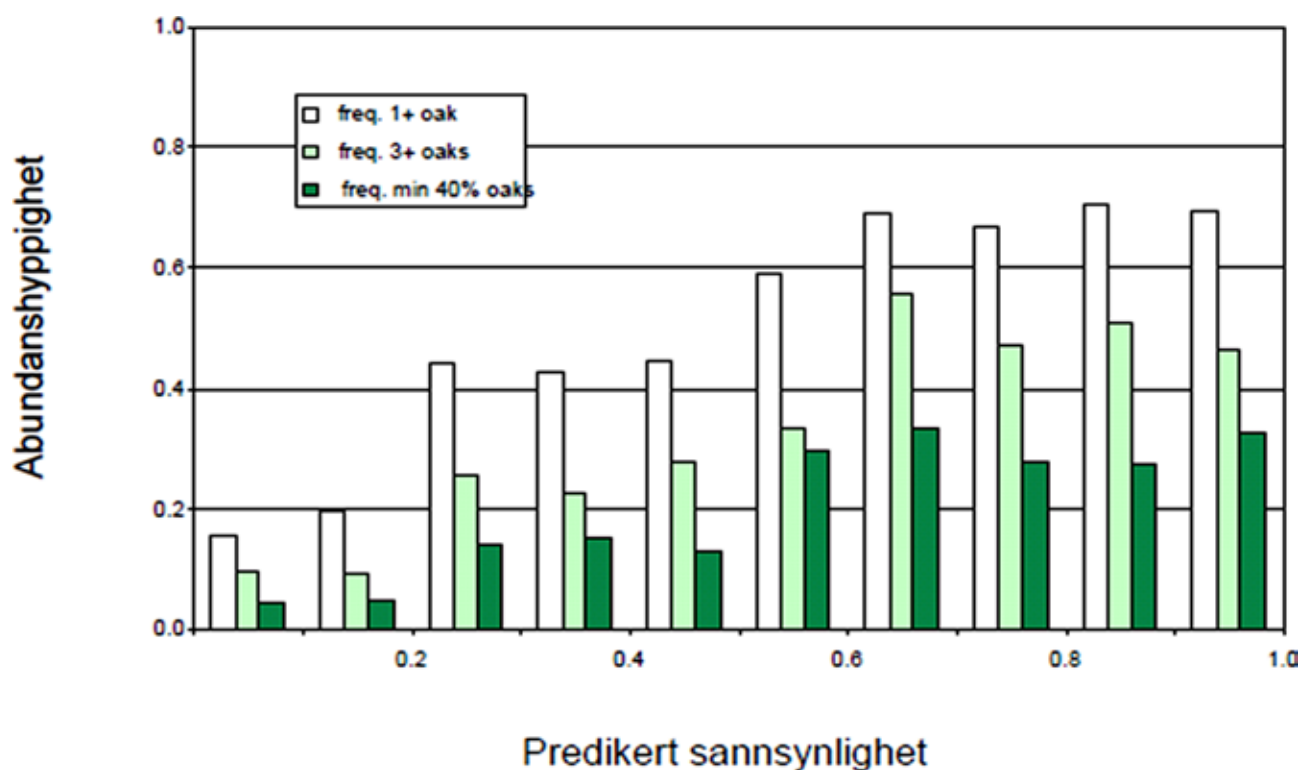


Fig. 8. Eikas relative mengde ('abundanshyppighet') som funksjon av predikert sannsynlighet for tilstedeværelse i evalueringsdatasettet (PPP). Hvite søyler angir observert frekvens for tilstedeværelse av minst ett eiketre på ei flate (som i Fig. 5). Lysegrønne søyler angir observert frekvens for minst tre eiketrær på flata. Mørkegrønne søyler angir frekvens for at eika utgjorde minst 40 % av trærne på flata.

Før evaluering ved bruk av uavhengige data indikerer BRT-modelleringsresultatene at prediksjonsmodellen for eik er svært god: AUC-verdien som er basert på treningsdataene er høy, effektene av ulike prediktorer er tydelige og tolkbare, og prediksjonskartet stemmer godt overens med generell kunnskap om eikas utbredelse og lokale fordeling. Eika framstår som en varmekjær art som trives best i lavlandet under klimatiske forhold med (etter norske forhold) relativt høy vintertemperatur. Den forekommer regelmessig opp til 350 m o.h., men med økende høyde over havet blir eika sterkere og sterkere knyttet til solvendte terreng-posisjoner med gunstig lokalklima.

4.1.2 Evaluering av prediksjonsmodellen

AUC-verdien for eikemodellen, vurdert på grunnlag av evne til korrekt prediksjon for observasjonsenheter i hele det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet, var 0,746 (Tabell 4). Modellens evne til korrekt prediksjon økte fra kjernen (AUC = 0,628) via kanten (AUC = 0,734) til marginalområdet for eik (AUC = 0,810).

Vi fant godt samsvar mellom predikert sannsynlighet (PPP) og observert frekvens (TPP) for hele evalueringsdatasettet sett under ett (Fig. 5). Best samsvar var det for $PPP < 0,7$, mens TPP var noe lavere enn predikert for $PPP > 0,7$.

Tilsvarende sammenligning mellom predikerte sannsynligheter (PPP-verdier) og observerte frekvenser (TPP-verdier) for observasjonssteder i kjerne- og utkantområdene (marginalområdene utelatt; jf. Fig. 1) ga et litt annerledes utfall: de observerte frekvensene lå da noe høyere enn predikert sannsynlighet tilsa, over hele spekteret av PPP-verdier (Fig. 6). Også nå flatet observert frekvens ut mot de aller høyeste predikerte sannsynlighetene, men utfllingen i Fig. 6 startet ved et lavere PPP-nivå ($PPP > 0,5$), og TPP-nivået var høyere ($TPP \approx 0,75$) enn i Fig. 5.

Karakteristiske trekk i Fig. 5–6 er at steder hvor modellen predikerte de aller høyeste sannsynlighetene ($PPP > 0,6$ i Fig. 5 og $PPP > 0,5$ i Fig. 6) ikke skilte seg med hensyn til observert frekvens (TPP), og at TPP var noe lavere enn PPP (omkring 0,7) for de høyeste predikerte sannsynlighetene ($PPP > 0,7$). Det er flere mulige årsaker til dette. Én slik årsak er at det er en viss grad av tilfeldig variasjon i alle arters forekomstmønster i naturen på grunn av historiske forhold, brann, hogst, spredningsforhold, lokale forstyrrelser etc.), slik at ikke alle arter forekommer alle steder hvor forholdene ligger til rette. Dessuten kan det finnes faktorer som virker inn på eikas fordeling i landskapet som ikke er inkludert blant prediktorvariablene som ble benyttet i modelleringen. Jorddybde kan være en slik faktor. Vi hadde ikke tilgang til jorddybde som arealdekkende prediktorvariabel, men jorddybde ble registrert for hver evalueringsflate (innerflate; se kapittel 2.5) på mistanke om at jorddybde kunne være av betydning for eikas tilstedeværelsesmønster. Dette viste seg å være tilfelle. Når vi grupperte observasjonene i evalueringsdatasettet med predikert sannsynlighet (PPP-verdi) over 0,7 på fem jorddybdeklasser, viste det seg at sannsynligheten for tilstedeværelse av eik var klart relatert til jorddybde. Evalueringsflater som mer eller mindre i sin helhet besto av bart fjell uten jordsmonn (jorddybde = 0) og flater med dypere jordsmonn enn 50 cm hadde betydelig lavere observert frekvens enn forventet (Fig. 7), mens flater med relativt grunt jordsmonn (1–50 cm) hadde observert frekvens tilnærmet lik det man skulle forvente ($TPP \approx 0,85$; se Fig. 7).

4.1.3 Sammenheng mellom predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av eik og observert mengde

Under innsamling av evalueringsdata i felt ble ikke bare tilstedeværelse og fravær av eiketrær registrert, men også mengden av eik og hvor stor andel eika utgjorde av alle trær på hver flate. Fig. 8 viser sammenhengen mellom predikert sannsynlighet for at eik skulle være til stede (PPP) og observert frekvens av eik. Figuren viser at når den predikerte sannsynligheten økte, så økte også hyppigheten av eiketrær på flatene. Prediksjonsmodellen for tilstedeværelse av eik sier derfor også noe om hvor vi kan forvente å finne mye eik, eller endog eikeskog. Der hvor predikert sannsynlighet for tilstedeværelse er høyest, er det også størst sjanse for å finne mange eiketrær pr. arealenhet, og der sannsynligheten er lavest vil man forvente å finne spredte enkelttrær.

4.2 Mikrohabitater og død ved i eikeskog

Stammediameter og mikrohabitater ble registrert på til sammen 659 eiketrær i evalueringsflatene. De fleste av disse eiketrærne ($n = 442$) hadde stammediameter mindre enn 30 cm, og forholdsvis få ($n = 40$) hadde stammediameter større enn 50 cm (Fig. 9).

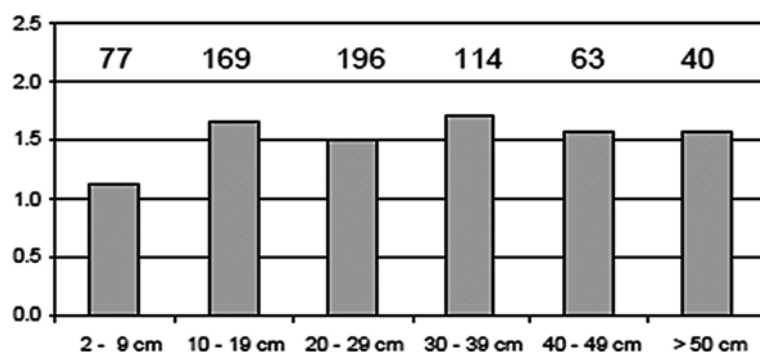


Fig. 9. Gjennomsnitt av klasseangivelser for andel døde greiner i trekronen (se Tabell 3 for forklaring) i hver av seks stammediameterklasser.

4.2.1 Mikrohabitatene på levende trær i ulike diameterklasser

Fig. 9 viser at eiketrær med brysthøydediameter under 10 cm hadde lavest andel døde greiner i krona (grovt anslått på en seks-delt skala, se Tabell 3), men at praktisk talt alle eiker hadde døde greiner. Andelen døde greiner i trekrona var tilnærmet den samme (gjennomsnittlig klasseangivelse ca. 1,5) for trær i alle større diameterklasser (Fig. 9). Tykkelsen på største døde grein økte med økende stammediameter (Fig. 10).

Alle de tre mikrohabitatene som ble registrert på enkelttrær av eik – død stammeved (målt som antall meter pr. tre), råtehull (andel trær med forekomst av råtehull) og hulrom i stamme (andel trær med hulrom) – økte i frekvens med økende stammediameter på trærne

(Fig. 11). Død stammeved forekom fra stammediameter 10 cm (i gjennomsnitt 0,2 m lengde død stammeved pr. tre i diameterklassen 10–19 cm) og økte sterkt med økende stammediameter (til nesten 2 m i gjennomsnitt for trær med stammediameter over 50 cm; Fig. 11a). Råtehull forekom også på små trær, men med forholdsvis lav frekvens (ca. 15 % av trærne i diameterklasser opp til 30 cm; Fig. 11b). Over halvparten

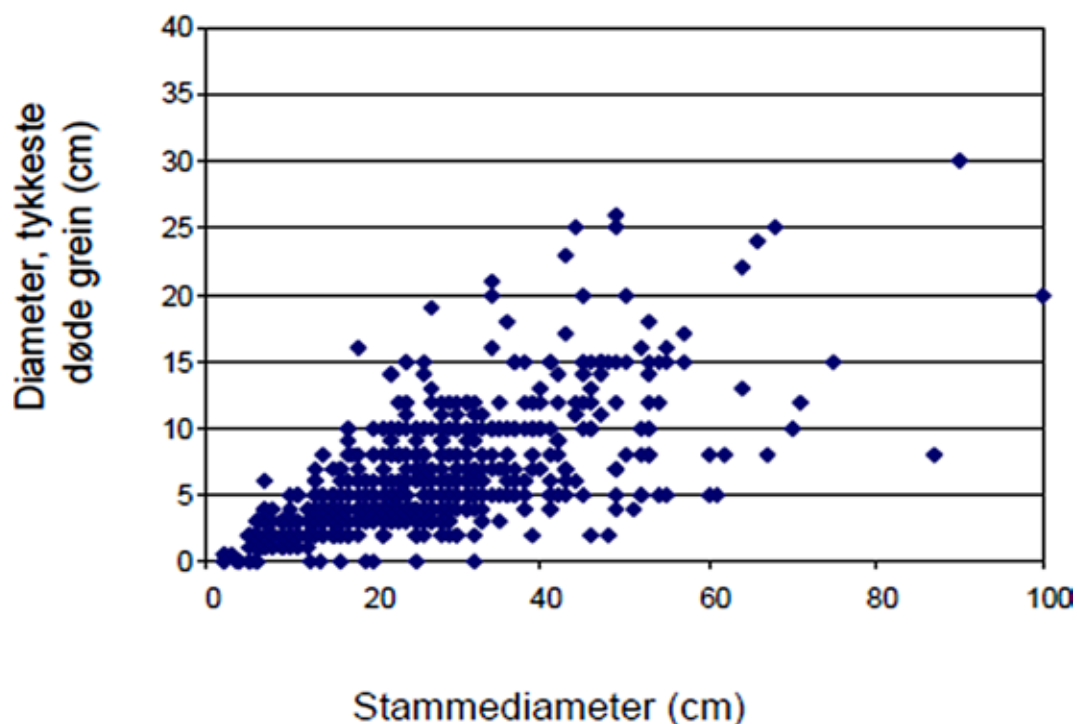


Fig. 10. Diameter av største døde grein i trekrona (se Tabell 3 for forklaring) som funksjon av eiketrees brysthøydediameter.

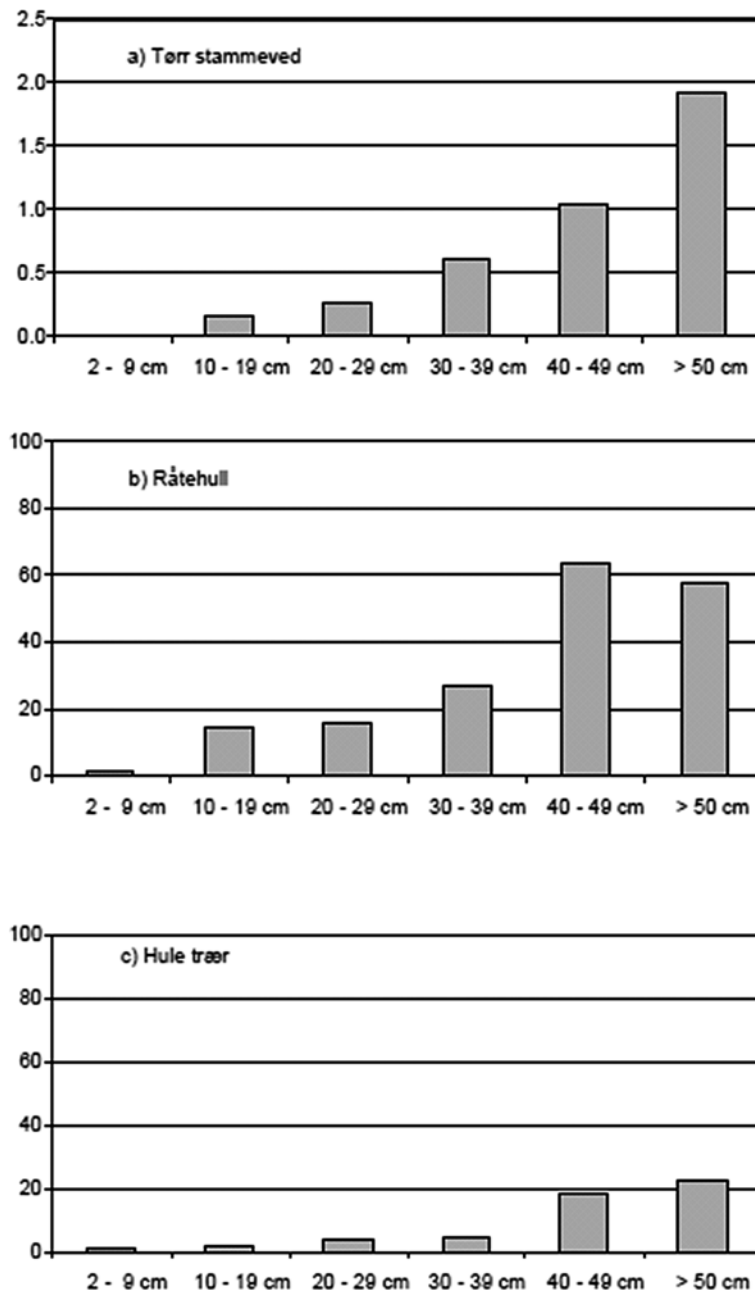


Fig. 11. Sammenheng mellom hyppighet av forskjellige mikrohabitater på eik (% av antall registrerte trær) og stammediameter.

av trærne med stammediameter over 50 cm hadde ett eller flere råtehull. Hulhet i stammen hadde lavest hyppighet blant de registrerte mikrohabitaterne, og fantes knapt på trær med brysthøydediameter under 40 cm (Fig. 11c). For trær i diameterklassen 40–50 cm var hyppigheten ca. 20 %, og for de 40 trærne med diameter over 50 cm var hyppigheten ca. 25 % (Fig. 11c).

4.2.2 Geografisk variasjon i stammediameter og mikrohabitater

Grove eiketrær (stammediameter > 40 cm) ble påtruffet i hele området hvor eik forekom, uten noe tydelig geografisk mønster (Fig. 12). Død stammeved viste i Agder-fylkene en tydelig tendens til størst hyppighet i den indre delen av utbredelsesområdet, mens død stammeved ikke viste noen tydelig geografisk fordeling i Telemark og Vestfold (Fig. 13). Råtehull og hulrom i stammen hadde fordelingsmønstre som liknet på fordelingsmønsteret for død stammeved, men med enda tydeligere tyngdepunkt i den indre delen av

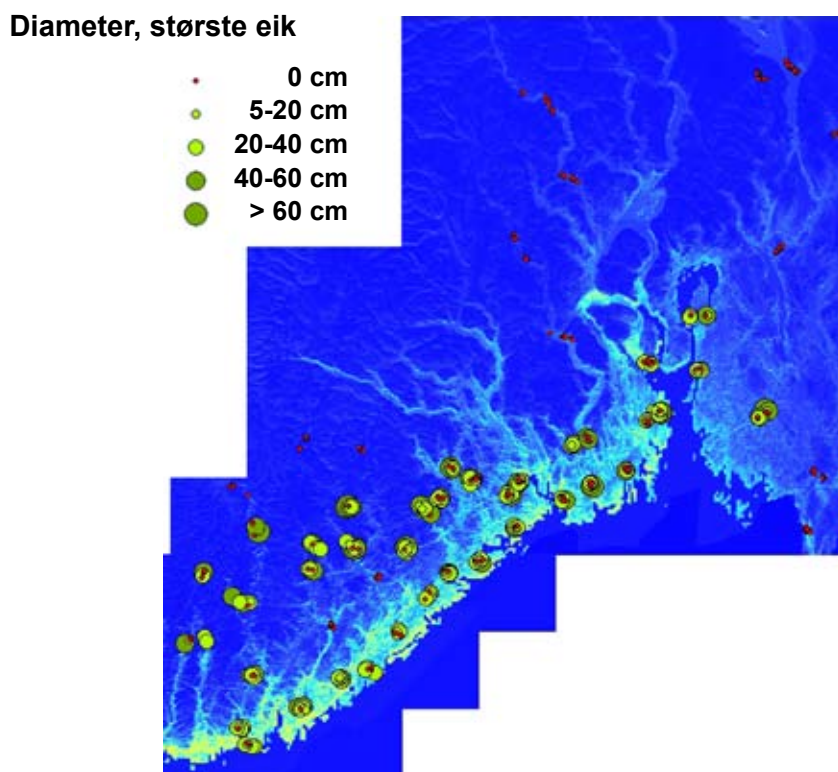


Fig. 12. Diameter på største levende eiketre på hver flate i evalueringsdatasettet. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

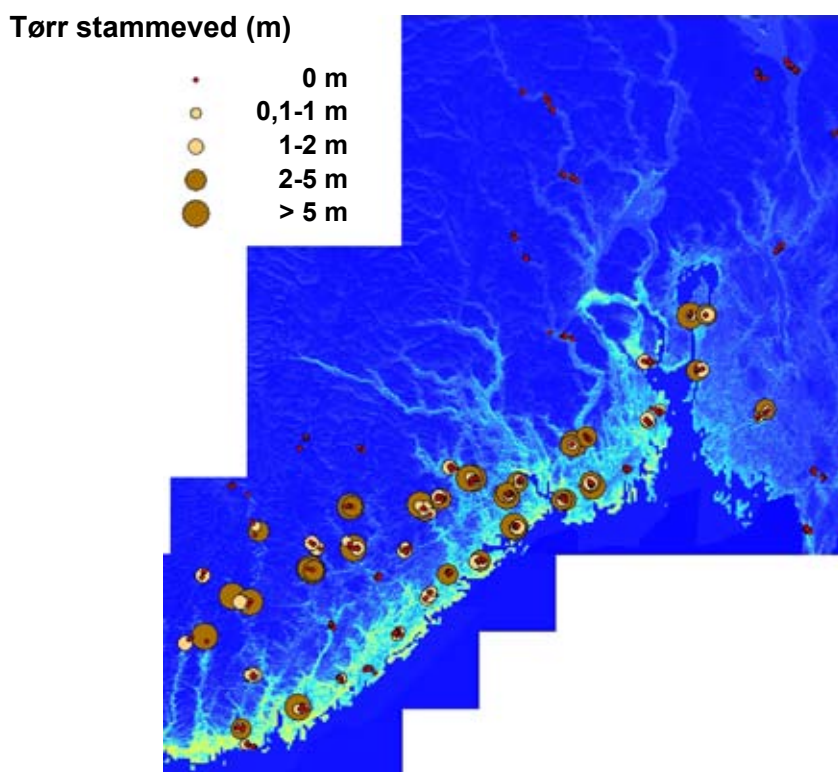


Fig. 13. Forekomst av død stammeved på hver flate i evalueringsdatasettet, beregnet som sum lengde død stammeved på registrerte trær. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

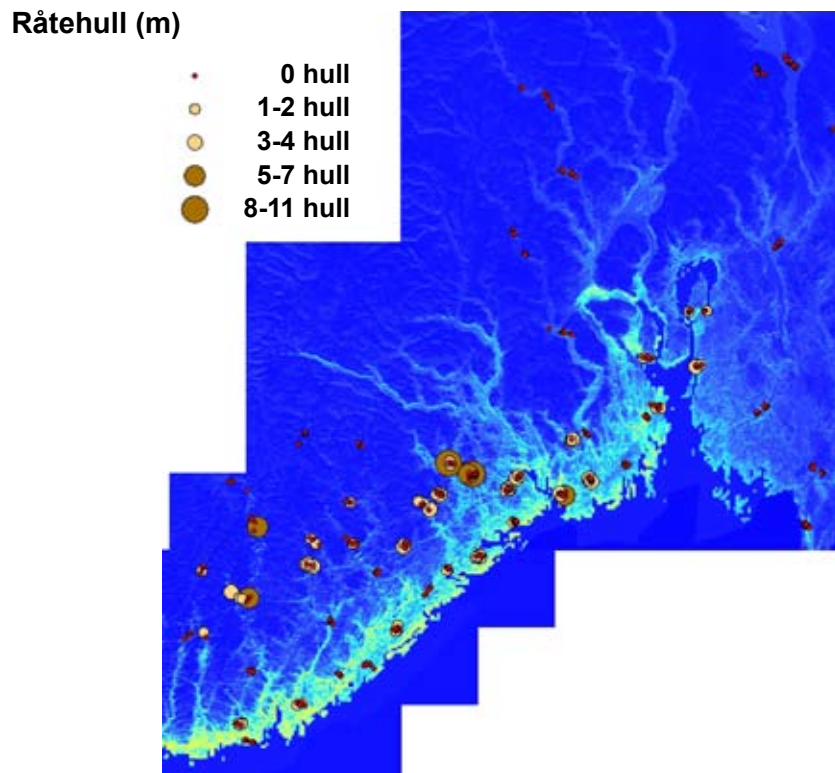


Fig. 14. Antall råtehull på hver flate i evalueringsdatasettet. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

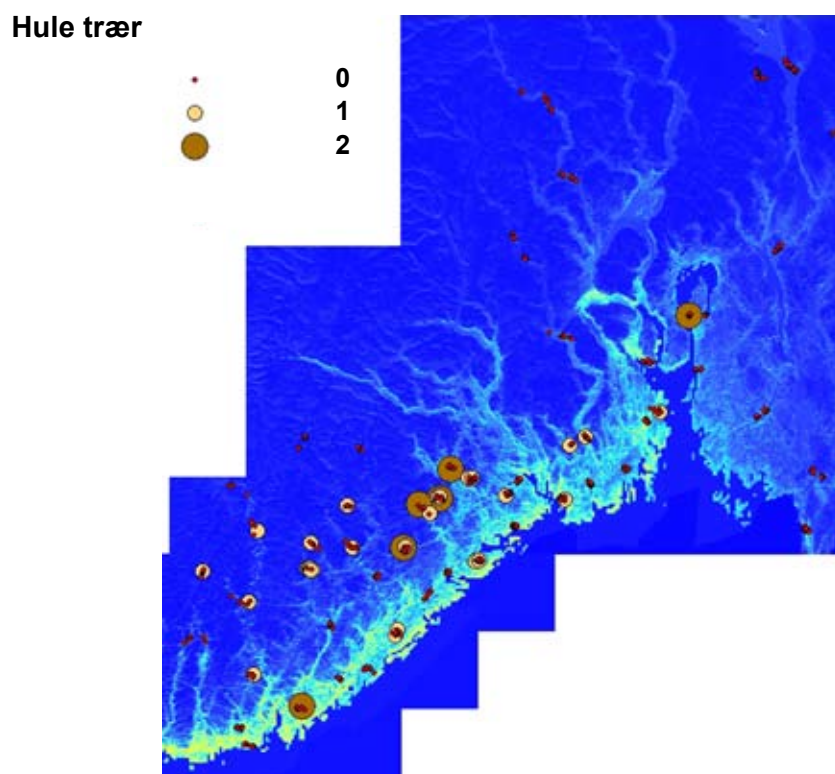


Fig. 15. Antall hule eiketrær på hver flate i evalueringsdatasettet. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

Stående død ved (antall)

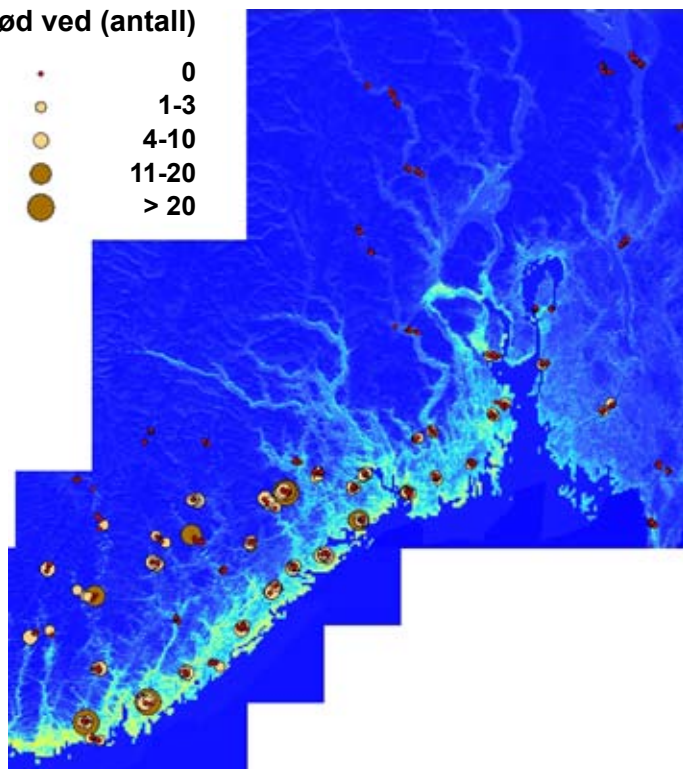
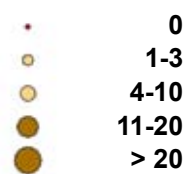


Fig. 16. Antall stående døde eiketrær på hver flate i evalueringsdatasettet. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

Liggende død ved (antall)

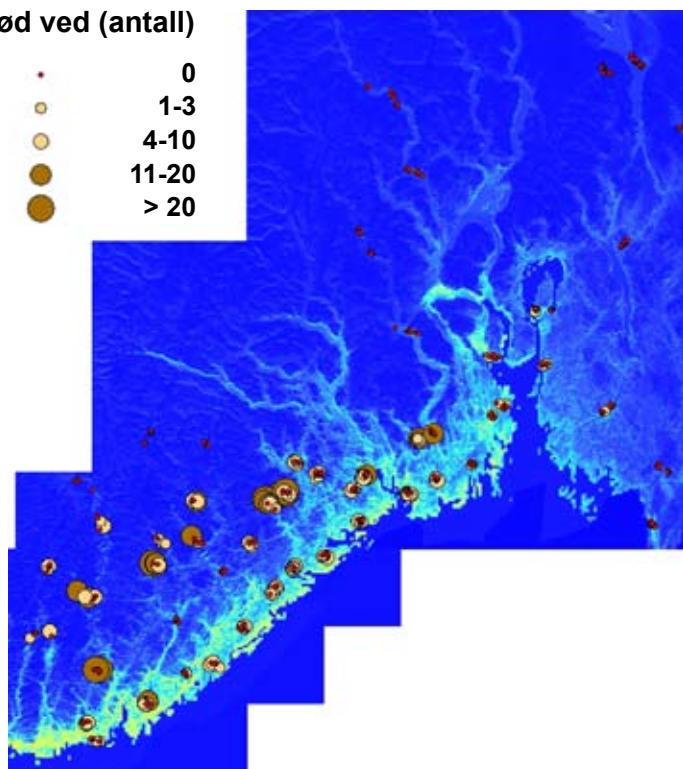
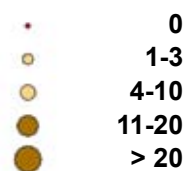


Fig. 17. Antall liggende døde eiketrær på hver flate i evalueringsdatasettet. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

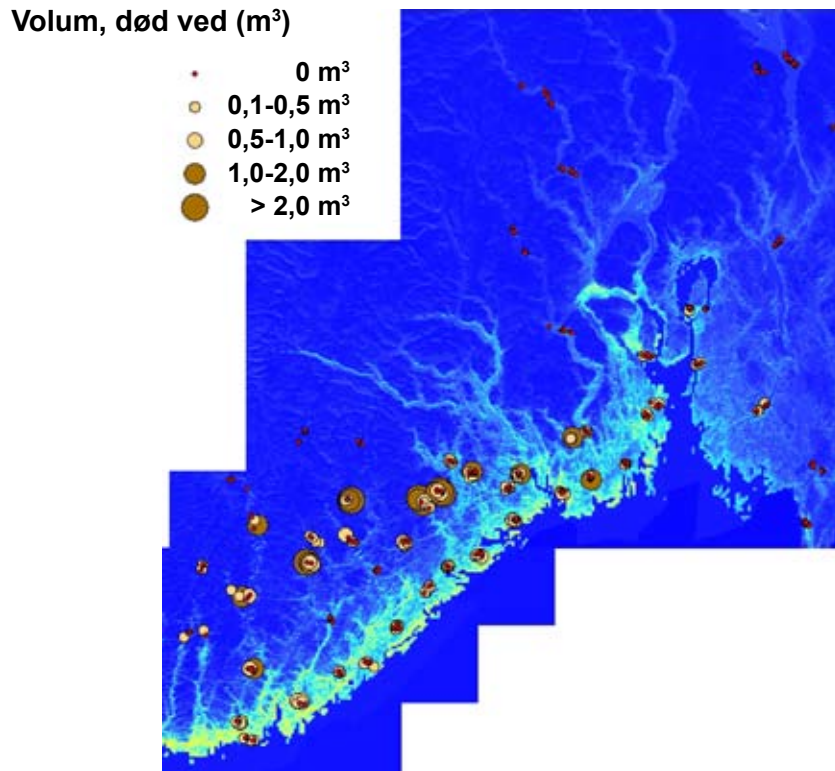


Fig. 18. Volum død eikeved på hver flate i evalueringsdatasettet. Flater der det ikke ble påtruffet eiketrær er markert med rødt symbol. Bakgrunn: Predikert utbredelse for eik ifølge BRT-modellen i Fig. 4.

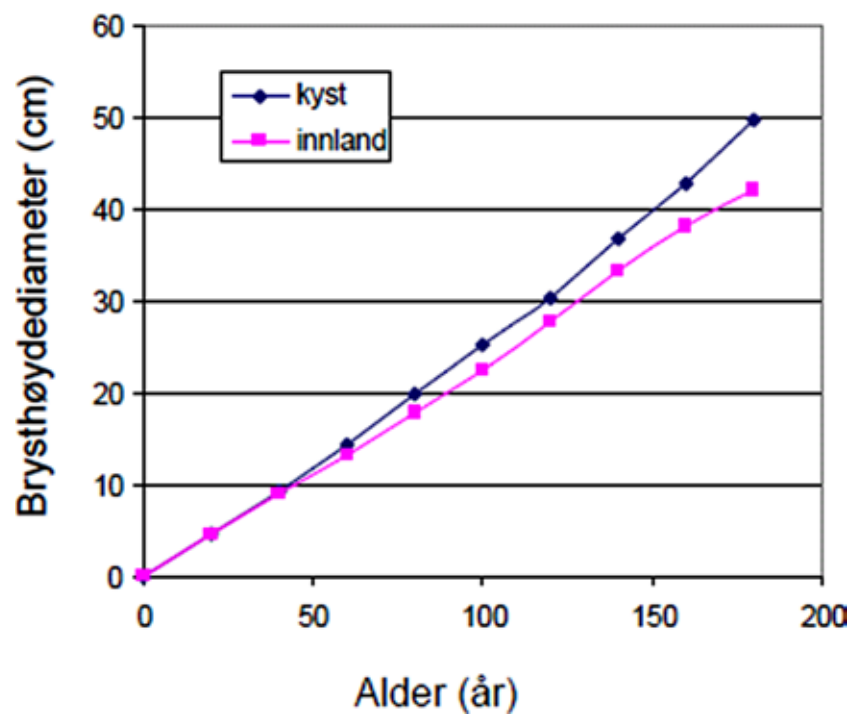


Fig. 19. Sammenheng mellom mellom alder og brysthøydiameter for vintereik på middels bonitet i Aust-Agder beregnet på grunnlag av målinger på 859 vintereiker utført av Ording (1944). Det empiriske grunnlaget for kurven er godt for diameterer opp til 30 cm, men usikkert for større diameterer.

utbredelsesområdet (Fig. 14–15).

4.2.3 Geografisk variasjon i dødvedmengde

Stående døde trær forekom relativt hyppig i hele utbredelsesområdet fra Vestfold til Agder-fylkene, dog med noe lavere antall enheter i Vestfold (Fig. 16). Antallet liggende dødvedenheter viste tendens til økning med økende avstand fra kysten i hele utbredelsesområdet (Fig. 17).

Samlet volum død eikeved pr. evalueringsflate viste et meget klart geografisk mønster (Fig. 18), med markert størst dødvedmengde i den indre delen av utbredelsesområdet fra sør i Vestfold gjennom Telemark og Agder-fylkene. Død ved forekom meget sparsomt nær kysten i disse fylkene. Dette viser at stående døde trær som langs kysten (se Fig. 16) i all hovedsak hadde små dimensjoner og derfor bidro lite til volumet av død ved. I Østfold og Akershus ble død ved knapt registrert på evalueringsflater med eiketrær.

5 Diskusjon

5.1 Hvor pålitelig er prediksjonsmodellen for eik?

Evalueringen av den romlige prediksjonsmodellen for eik (og det korresponderende prediksjonskartet) viser at modellen er meget pålitelig. I praksis betyr dette at steder der modellen predikerer svært lave sannsynligheter for eik (PPP-verdier under 0,2) gjerne ligger i barskog med eller uten iblanding av noe bjørk eller osp, og bare i kjernen av eikas utbredelsesområde forekommer av og til enkelte eiketrær på slike steder. Steder der modellen predikerer høye sannsynligheter for eik inneholder i 7–8 av 10 tilfeller minst ett eiketree, og der er eik ofte et dominerende treslag. Utvelgelseskriteriet for evalueringsflater, at variasjonen i predikert sannsynlighet (PPP) omkring hvert senterpunkt skulle dekkes opp, impliserer at modellen ikke bare gir gode prediksjoner av eikas utbredelse i stort, men at også den lokale variasjonen i sannsynlighet for tilstedeværelse av eik blir godt predikert av modellen. Vi kan derfor slutte at eik lokalt er vanlig i områder der prediksjonskartet (Fig. 2) viser ansamlinger av høye sannsynligheter. Prediksjonskartet viser med andre ord også den lokale utbredelsen av eik, og kan fortelle hvor de største eikeforekomstene er. Dette gjør det mulig å bruke prediksjonsmodellen til å foreta et stratifisert utvalg, ikke bare av steder med eik, men også av større eikeskoger.

At prediksjonsmodellen for eik kan karakteriseres som god, betyr ikke at den er perfekt. Forskjellen mellom AUC ved intern resubstitusjon og AUC på det uavhengig innsamlete evalueringsdatasettet skyldes i hovedsak tre forhold:

1. Modellen predikerer litt for lave tilstedeværelsessannsynligheter i de sentrale delene av utbredelsesområdet (kjerne og utkant) og litt for høye sannsynligheter i marginalområdet. Dette framgår ved sammenlikning mellom Fig. 5 og 6 og av Fig. 12 som viser den geografiske fordelingen av store eiketrær. Til tross for at hver av flategruppene i marginalområdet hadde 1–3 pixler med predikert sannsynlighet i intervallet 0,6–0,8, ble ikke eik registrert på noen av flatene lengst inn i landet. Men innenfor et lokalt område viser modellen likevel variasjonen i *relativ* sannsynlighet for å finne eik. En måte å tolke dette avviket er at modellen mangler en prediktor som gir uttrykk for at eika i mindre og mindre grad forekommer på steder med gunstige lokale forhold mot periferien av sitt utbredelsesområde. Andre tolkninger er også mulig, uten at vi vil gå videre inn på det her.
2. Modellen predikerer høye sannsynligheter for tilstedeværelse av eik på steder med nakent berg (uten skog), hvor eik ikke eller nesten ikke forekommer (jf. Fig. 7). Dette er særlig framtrædende i utkanten av eikas utbredelsesområde (i innlandet), hvor modellen predikerer høye sannsynligheter for å finne eik i bratte, gunstig eksponerte lier med høy solinnstråling. Men når liene blir så bratte at det i realiteten er tale om bergvegger, dannes ikke jordsmonn. På flere slike steder forekom en smal brem av eikeskog nedenfor en bergvegg som ifølge prediksjonskartet skulle være en større eikeforekomst. Den opplagte årsaken til dette er at minst én miljøfaktor som er viktig for eik, relatert til uttørkingsfare, ikke er representert blant prediktorvariablene som ble benyttet i modellen.
3. Modellen predikerer høye sannsynligheter for eik på steder med dypt jordsmonn, hvor det er vesentlig lavere sannsynlighet for å finne eik enn modellen indikerer (jf. Fig. 7). Dette kan ha sammenheng med konkurranse fra andre treslag. På dypere jordsmonn er det bedre vekstvilkår, skogen blir tettere og andre treslag (gran og edellauvtrær) dominerer.

Disse avvikene og forskjellen i AUC-verdi mellom treningsdata og uavhengige evalueringsdata viser hvor viktig det er å evaluere romlige prediksjonsmodeller ved bruk av uavhengige evalueringsdata (Austin 2007; se også generell rapport, kapittel 4.2.6), også når ekte tilstedeværelse-fraværsobservasjoner er benyttet som responsvariabel ved modelleringen. Evalueringsresultatene våre viser at uavhengige evalueringsdata kan avsløre såvel skjevheter i datagrunnlaget som manglende prediktorvariabler. Skjevheten i datagrunnlaget illustreres av at modellen predikerer høy tilstedeværelsessannsynlighet for gridruter uten skog og uten jordsmonn. Slike steder er imidlertid ikke representert i responsvariabeldataene (det arealtyperepresentative utvalget for skog). Modellen er derfor, strengt tatt, ikke gyldig for gridruter som faller utenfor kriteriene som ligger til grunn for det arealrepresentative utvalget i Landsskogtakseringen. Eksempler på manglende prediktorer er en variabel som fanger opp generell reduksjon i sannsynlighet for tilstedeværelse langs en gradient fra kjerne til kant av en arts utbredelsesområde (jf. Hengeveld & Haeck 1981, Brown 1984, Økland 1989) og en biotisk variabel som fanger opp innflytelsen fra andre arter (Guisan & Zimmermann 2000, Leathwich & Austin 2001, Soberón 2007, 2010).

Alle disse avvikene er mulig å gjøre noe med, ved å begrense gyldighetsområdet til modellen til arealer med markslagstype skog (på digitalt markslagskart, DMK; se Bjørndal 2007), ved å utvide treningsdatagrunnlaget, ved å inkludere i modellen en prediktor for plassering langs gradienten kjerne–marginalområde, ved å inkludere andre treslag som prediktor(er), og/eller ved å inkludere uttørkingsfare/jorddybde som prediktor i modellen (for eksempel ved å bruke arealdekkevariabelen 'fjell i dagen' fra DMK som prediktor). Man kan også lage reviderte modeller der man utelater datapunkter fra Landskogstakseringen som

ligger utenfor den reelle utbredelsen til eik. Prediksjonsmodelleringen av eik og den påfølgende evalueringen kan dermed være første skritt i en iterasjonsprosess fram mot en gradvis forbedret romlig prediksjonsmodell, som foreslått av Stokland et al. (2008).

5.2 Sammenhenger mellom forekomst av mikrohabitatene på eik og eiketrærnes størrelse

Målingene av de største eiketrærne på hver flate viser tydelige sammenhenger mellom stammediameter og forekomst av ulike mikrohabitatene. Dette skyldes den naturlige utviklingen av hvert tre; etter hvert som eiketrærne blir eldre inntreffer sjøltynning av greiner, eksponeringstida for sårskader fra fallende nabotrær og tørkeepisoder som gir redusert motstand mot sopp- og insektangrep øker, spesielle råtesopper har hatt nok tid til at hulrom utvikles i stammer, etc. Ved høy alder inntreffer også alderdomssvekkelse i form av markant vitalitetsreduksjon, som gir seg utslag i økt hyppighet av alle mikrohabitatene.

Vi kjenner ikke de enkelte eiketrærnes alder, men det er vanlig å bruke stammediameter som surrogat for alder. Sammenhengen mellom diameter og alder er imidlertid ikke entydig. På steder med dårlige vekstvilkår (lav bonitet) vokser trærne svært langsomt, og det kan formodentlig gå flere hundre år før eiketrærne når en diameter på 20–30 cm. Trær som står relativt tett og konkurrerer om begrensede ressurser (vann og mineraler) har særlig lav vekstrate. Den andre ytterligheten representeres av frittstående eiketrær på dypt jordsmonn (f.eks. tuntrær i jordbrukslandskapet) som vokser betydelig raskere enn eiketrær på grunt jordsmonn i tørkeutsatt skog.

Sammenhengen mellom stammediameter og alder hos eik er lite studert i Norge, med unntak for en undersøkelse av fra Agder-fylkene utført av Asbjørn Ording på 1930-tallet (Ording 1944). Hans målinger inkluderer blant annet brysthøydiameter og bredden på de 10 ytterste årringene for eiketrær på midlere boniteter. Han delte undersøkelsesområdet i et kystbelte og et innlands-område. Beregninger av diameterutviklingen hos eik som funksjon av alder (Fig. 19) på grunnlag av Ordings materiale indikerer at eiketrær med en brysthøydiameter på 40 cm er ca. 150 år gamle i kystbeltet og ca. 170 år gamle i innlandsområdet. Mange av trærne på evalueringsflatene i vår undersøkelse vokste nok på skinnere mark enn trærne Ording undersøkte. Som en grov antagelse kan vi derfor betrakte kurvene i Fig. 19 som et konservativt anslag for eiketrærnes alder i vår undersøkelse (det vil si at noen av 'våre' trær er eldre enn kurvene i Fig. 19 indikerer).

Våre resultater viser at de ulike mikrohabitatene utvikles i forskjellig takt. Døde greiner av små dimensjoner opptrer først, og kan finnes allerede før treet har nådd en diameter på 10 cm. Etter hvert som trærne blir større får de døde greinene større dimensjoner og forekomsten av død stammeved, råtehull og hulrom i stammen øker raskt. Sammenholder vi Fig. 11 og Fig. 19, kan vi antyde at disse mikrohabitatene begynner å opptre etter at eika har nådd ca. 50-års alder (stammediameter ca. 10 cm), men at det særlig er etter at trærne har blitt mer enn 150–200 år gamle (diameter over 40 cm) at slike mikrohabitatene blir vanlige.

I NiN versjon 1.0 er nedre grense for stammediameter på eiketrær som skal inngå i objektgruppa svært stort (gammelt) tre (GT) satt til 50 cm (Halvorsen et al. 2009). Våre resultater indikerer at denne grensa bør justeres til 40 cm slik den er for de andre edellauvtreslagene.

Den typen av mikrohabitat som trenger lengst tid for å utvikles, er hulrom i trestammen; hul stamme er meget uvanlig for trær med stammediameter under 40 cm. Hulrom i stammen er i det hele tatt uvanlig; bare i den groveste diameterklassen (> 50 cm; som inkluderer eiker med diameter helt opp til 100 cm) har såvidt over 20 % av trærne hul stamme. Dette innebærer at hulrom i eikestammer først begynner å dannes ved 150–200 års alder.

5.3 Geografisk fordeling av store eiketrær, mikrohabitat og død ved

Den geografiske fordelingen av mikrohabitat og død ved (Fig. 12–18) viser tydelig at mikrohabitat som trenger lang tid for å utvikles og store dødvedmengder er konsentrert til den indre (og høyereliggende) delen av eikas utbredelsesområde i Vestfold, Telemark og Agder-fylkene. Dette fordelingsmønsteret står i skarp kontrast til utbredelsen av eik som treslag; eika er desidert hyppigst i et 10–20 km breit belte langs kysten.

Dette geografiske mønsteret har skogbrukshistoriske årsaker (jf. Tveite 1964, Vevstad 1998). Fram til for ca. 100 år siden var eika et av de høyest verdsatte treslagene. Spesielt verdifulle var store og høyreiste eikestammer som både i Norge og i utlandet ble brukt til skipsmaster. Alle virkeskvaliteter ble imidlertid utnyttet; trær med forskjellige grader av krumming ble for eksempel brukt som spanter i små og store båter. Best dokumentasjon finnes for eikehogst for eksport til skipsbyggerier i utlandet fordi slikt virke ble bokført i utskipningsregistre, men eik ble naturligvis også brukt til båtbygging langs norskekysten. En viktig bestemmende faktor for hvordan historisk hogst påvirker nåtidig geografisk fordeling av eik og eikeassosierte mikrohabitat er at eiketømmer ikke kunne fløtes til kysten langs elver fordi eikeved har så stor tetthet at trestokkene synker i vann. Dermed måtte all transport fra skogen til utskipingshavnene foregå med hestetransport.

Eikevirke ble ikke bare hogd for båtbygging. I tillegg ble, og blir i noen grad fortsatt, eika utnyttet lokalt på gårdsbrukene som møbel- og redskapsvirke, til gjerdestaur (bl.a. observert under feltarbeid i Åmli, Aust-Agder) og annet.

Sammenholder vi veksthastigheten for eik i skogsmiljøer og alderen eiketrærne har når de ulike mikrohabitatene begynner å utvikles med hovedtrekk i norsk sjøfartshistore, blir det åpenbart at tidligere tiders intensive utnyttelse av eikevirke, blant annet til båtbygging, er en hovedårsak til dagens utbredelse av forskjellige eikeassosierte miljøer. Det er på steder som historisk sett har vært vanskelig tilgjengelig og som har hatt lang transportavstand til kysten at hule eiker, øvrige mikrohabitat og død eikeved er hyppigst. Fortsatt er det for kort tid siden etterspørselen etter eikevirke begynte å avta til at eiketrær med disse kvalitetene har rukket å utvikle seg.

5.4 Modellering av naturtilstand i skog med eiketrær

Død ved, hule stammer og øvrige mikrohabitat kan brukes som indikatorer på naturtilstand (Rolstad et al. 2002); det er blant annet generelle sammenhenger mellom forekomst av disse strukturelementene og av truete arter (Ødegaard et al. 2009, Sverdrup-Thygeson et al. 2010a). Dette betyr at dersom vi kan modellere sannsynligheten for å finne disse strukturelementene, har vi samtidig tatt et langt skritt i retning av å modellere variasjon i grad av naturtilstand [eller, mer generelt, tresjiktssuksjonstilstand (TS), i NiN-terminologi (Halvorsen et al. 2009)] innenfor eikas utbredelsesområde.

Prediksjonskartet for eik (Fig. 4) og den geografiske fordelingen av dødvedkonsentrasjoner og eikeassosierte mikrohabitat (Fig. 12–18) viser at at eik *som sådan* har et annet utbredelsesmønster enn strukturelementene. Dermed kan ikke eikekartet *alene* si noe om hvor vi skal forvente å finne skog med eiketrær som har naturskogskvaliteter. Imidlertid synes de aktuelle strukturelementene å ha såpass distinkte fordelingsmønstre at forholdene burde ligge godt til rette for å kunne modellere dem presist. Det kan for eksempel gjøres ved å bruke observasjonene i evalueringsdatasettet fra denne undersøkelsen som responsvariabler for modellering av sannsynligheten for å påtreffe hvert enkelt mikrohabitat, av mengden død eikeved eller en naturtilstandsindikator basert på flere enkeltindikatorer. Slik modellering forutsetter arealdekkende prediktorvariabler som for eksempel:

- avstand til kyst som surrogat for tilgjengelighet for eksport og bruk til båtbygging langs norskekysten
- andel jordbruksmark innenfor radier på 100 m, 500 m og 1000 som surrogat for tilgjengelighet for lokal

- bruk på gårdene
- akkumulert minste terrengmotstand til vei (tilgjengelighet for lokal hestetransport)

Alle disse prediktorene burde være mulig å beregne for 25 × 25 m gridruter fra eksisterende arealdekkende informasjon (DMK og terrengmodell).

Det er ikke å forvente at en prediksjonsmodell for eikeassosierte mikrohabitat og død eikeved vil kunne bli like god som en modell for tilstedeværelse av eik som treslag. For det første skyldes dette at antallet observasjoner av egenskaper som karakteriserer en art eller naturtypes tilstand bare kan registreres der arten (eller naturtypen) finnes. Antallet observasjonssteder for slike indikatorvariabler vil derfor nødvendigvis måtte bli lavere enn for arten (eller naturtypen) *som sådan*, og alle estimater blir derfor også mindre presise (dette kommer tydelig fram i simuleringsstudiet i grunnlagsundersøkelse VII). Dette gjenspeiles i at bare 234 av i alt 505 evalueringsflater inneholdt minst ett eiketre. For det andre er det mulig at heller ikke evalueringsdatasettet er samlet inn på en måte som er optimal for data som skal brukes som treningsdata for prediksjonsmodellering. Evalueringsflatene ligger delvis klumpet, og til tross for at de ble plassert så langt fra hverandre at romlig autokorrelasjon skulle unngås, er det ikke umulig at tilstedeværelse og mengde av mikrohabitat og død ved er romlig autokorrelert på grovere romlige skalaer enn eikeforekomst fordi de historiske faktorene opplagt er det. Dessuten er det trolig at en del prediktorvariabel-tilstander er dårlig representert i materialet (for eksempel variasjon i avstand fra kysten, avstand til gårdsbruk etc.). Det kan derfor være behov for å supplere datamaterialet med ytterligere observasjoner for å få et bedre utgangspunkt for å modellere eikeassosierte mikrohabitat.

5.5 Konklusjon og perspektiver

Prediksjonsmodelleringsundersøkelsen av eik basert på ekte tilstedeværelse-fraværdata fra Landsskogtakseringen viser at det er mulig å modellere naturfenomener (arter og naturtyper) med svært stor presisjon når responsvariabeldatasettet er stort og presist koordinatfestet, og det finnes arealdekkende data for viktige prediktorer. Dette er ikke overraskende. Undersøkelsen har imidlertid perspektiver langt utover dette:

- Undersøkelsen viser potensialet til data fra Landsskogtakseringen som responsvariabeldata for romlig prediksjonsmodellering av fin-skalamønstre for treslagene våre. I tillegg til å gi grunnlag for en prediksjonsmodell for eik som kan utvikles videre, åpner undersøkelsen for eksempel en mulighet for å bruke tilstedeværelsesdata for lind i kombinasjon med en ny prediktorvariabel for 'geologisk rikhet' til å modellere kalk-lindeskog, som ledd i sannsynlighetsbasert overvåking (jf. generell rapport, kapittel 5.5.8; se Tabell 10).
- Gjennom denne undersøkelsen er det framskaffet gode data for det geografiske fordelingsmønsteret for eikeassosierte mikrohabitat; ett eksempel er hule eiker som regnes som et *hotspot* for rødlistete arter i Norge (Sverdrup-Thygeson et al. 2008, 2010; generell rapport, kapittel 5.3.5 og 5.5.7). Prediksjonsmodellen for eik gir, sammen med observasjoner av de aktuelle mikrohabitatene *som sådan*, et utmerket utgangspunkt for å modellere disse og dermed også for å kunne bruke en sannsynlighetsbasert overvåkingsmetode (jf. generell rapport, kapittel 5.5.8 og Tabell 10). Dette åpner store muligheter for å kunne modellere tilstandsvariabler i skog mer generelt, for eksempel gammelskog (som er en tilstandsklasse i NiN-systemet) eller naturskogstilstand (Rolstad et al. 2002).
- Undersøkelsen viser, liksom prediksjonsmodelleringen av griseblad i grunnlagsundersøkelse III og av naturtypene kulturmarkseng i IV og åpen grunnlendt kalkmark i VI, at det er mulig å modellere tilstedeværelsesmønstre for arter og naturtyper med stor presisjon, i hvert fall helt ned til middels fin lokal skala (kornstørrelse 25 m).
- Undersøkelsen demonstrerer at utbredelsesmodellering kan bidra til økt innsikt i arter (og naturtypers) forekomstmønstre. Eikemodellen er ikke bare en god romlig prediksjonsmodell, den viser også hvilke miljøfaktorer som er viktige for eik som art. Utbredelsesmodellen er derfor på samme tid også en økologisk responsmodell, og undersøkelsen viser at disse to formålene med utbredelsesmodellering (jf. generell rapport, kapittel 4.2.3) godt kan kombineres i en og samme undersøkelse.
- Undersøkelsen demonstrerer at utvikling av gode romlige prediksjonsmodeller er en trinnvis prosess der evaluering av én modellgenerasjon gir innsikt i hvor modellen gir gode og hvor modellen gir mindre gode prediksjoner og ideer til prediktorvariabler som mangler i modellen. Evalueringen gir også tilskudd av ytterligere treningsdata som kan brukes sammen med treningsdataene fra forrige modellgenerasjon til å utvikle ny og forbedret modellgenerasjon.

Referanser

- Anonym 2006. Landsskogtakseringen feltinstruks 2006. – Upubl notat, Inst. Skog Landskap, Ås.
- Austin, M. 2007. Species distribution models and ecological theory: a critical assessment and some possible new approaches. – *Ecol. Modelling* 200: 1-19.
- Bjørndal, I. 2007. Markslagsklassifikasjon i økonomisk kartverk. – *Handb. Skog Landsk.* 2007: 1: 1-89.
- Brandrud, T. E., Kristiansen, R. & Weholt, Ø. 2009. Eikelunder i Ytre Østfold - et mykologisk 30-års jubileum. – *Agarica* 28: 94-107.
- Bratli, H. & Blom, H.H. 2009. Eik – viktige levesteder for lav. – *Glimt Skog Landsk.* 2009: 2: 1–2.
- Brown, J.H. 1984. On the relationship between abundance and distribution of species. – *Am. Nat.* 124: 255-279.
- Chefaoui, R.M. & Lobo, J.M. 2008. Assessing the effects of pseudo-absences on predictive distribution model performance. – *Ecol. Modelling* 210: 478-486.
- Crawley, M.J. 2007. *The R book*. – Wiley, Chichester.
- De'ath, G. 2007. Boosted trees for ecological modeling and prediction. – *Ecology* 88: 243-251.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A. T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129–151.
- Elith, J., Leathwick, J.R. & Hastie, T. 2008. A working guide to boosted regression trees. – *J. Anim. Ecol.* 77: 802-813.
- Elith, J. & Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. – *A. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40: 677-697.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environm. Conserv.* 24: 38-49.
- Franklin, J. 2009. *Mapping species distributions: spatial inference and prediction*. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. – *Ecol. Modelling* 135: 147-186.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0*. – Artsdatabanken, Trondheim. (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/>)
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. – *Radiology* 143: 29-36.
- Hengeveld, R. & Haack, J. 1981. The distribution of abundance. II. Models and implications. – *Proc. k. ned. Akad. Wetensch. Ser. C.* 84: 257-284.
- Hirzel, A.H., Helfer, V. & Metral, F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. – *Ecol. Modelling* 145: 111-121.
- Hultén, E. 1971. *Atlas över växternas utbredning i Norden*. – Generalstabens litografiska anstalt, Stockholm.
- Hultengren, S. 1995. Något om lavfloran på en västsvensk ek. – *Svensk bot. Tidskr.* 89: 165-170.
- Hultengren, S., Pleijel, H. & Holmer, M. 1997. *Ekjättar, historia, naturvärden och vård*. – Naturcentrum, Stenungsund.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. og Skjelseth, S. (red.). 2010. *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Norge.
- Leathwick, J.R. & Austin, M.P. 2001. Competitive interactions between tree species in New Zealand's old-growth indigenous forests. – *Ecology* 82: 2560-2573.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. – Statens Kartverk, Hønefoss.
- Ording A. 1944. Eikeskogene i Aust- og Vest-Agder. – *Meddr norske SkogforsVes.* 8: 367-421
- Pearce, J.L. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. *Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning*. – *Akt. Skogforsk.* 2002: 1: 1-53.
- Rossi, R.E., Mulla, D.J., Journel, A.G. & Franz, E.H. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. – *Ecol. Monogr.* 62: 277-314.
- Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. – *Ecol. Letters* 10: 1115-1123.
- Soberón, J.M. 2010. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. – *Ecography*

33: 159-167.

- Stokland, J.N., Bakkestuen, V., Bekkby, T., Rinde, E., Skarpaas, O., Sverdrup-Thygeson, A., Yoccoz, N.G. & Halvorsen, R. 2008. Prediksjonsmodellering av arters og naturtypers utbredelse og forekomst: utfordringer og potensiell bruksverdi i Norge. – NatHist. Mus. Univ. Oslo Publ. 1: 1–72.
- Stokland, J.N., Halvorsen, R. & Støa, B. i trykk. Species distribution modelling - effect of design and sample size of pseudo-absence observations. – Ecol. Modelling i trykk.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T. E., Bratli, H. og Ødegaard, F. 2010a. Eikeskog og gamlebeiketrær: viktige hotspot-habitater for rødlistearter i Norge. – Naturen 2: 74-89
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T.E., Ødegaard, F. 2010b. Faglig grunnlag for handlingsplan for hule eike. – Norsk Inst, Naturforsk. Rapp. 631: 1-78.
- Tveite, S. 1964. Skogbrukshistorie. – In: Seip, H.K. Book, Skogbrukshistorie, Skogforlaget, Oslo, 17-75.
- Vevstad, A. 1998. Agder skog. – Agder skogeigarlag, Kristiansand.
- Ødegaard, F., Sverdrup-Thygeson, A., Hansen, L. O., Hanssen, O. & Öberg, S. 2009. Kartlegging av invertebrater i fem hotspot-habitattyper. Nye norske arter og rødlistearter 2004–2008. – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 500: 1–102.
- Økland, R.H. 1989a. Hydromorphology and phytogeography of mires in inner Østfold and adjacent part of Akershus, SE Norway, in relation to regional variation in SE Fennoscandian mires. – Opera bot. 96: 1-122.

VI Romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjord-området

Anders K. Wollan, Vegar Bakkestuen & Rune Halvorsen

1 Innledning

Dette kapitlet er basert på data fra et delprosjekt innenfor ARKO (Arealer for Rødlistearter – Kartlegging og Overvåking), et prosjekt for arbeidsgruppa for truede og sårbare arter under 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold'. ARKO-prosjektet har et tredelt formål: å øke kunnskapen om rødlistearter, å identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter, og å utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. Prosjektet er et samarbeid mellom NINA, NHM-UiO og Norsk Institutt for Skog og Landskap. Tema for delprosjektet er kartlegging av rødlistearter i naturtypen 'åpen grunnlendt kalkmark' i Oslofjord-området. Åpen grunnlendt kalkmark er valgt ut som en av totalt sju naturtyper som blir undersøkt i ARKO-prosjektet, først og fremst fordi den er et *hotspot* (se generell rapport, kapittel 5.5.7) for rødlistete karplantearter (Sverdrup-Thygeson et al. 2009, A. Sverdrup-Thygeson et al., upubl. manuskript).

Arbeidet i ARKO-delprosjektet har bestått i undersøke naturtypefigurer (polygoner) av åpen grunnlendt kalkmark med en arealrepresentativ datainnsamlingsmetode, dokumentere artsinventaret i disse naturtypefigurene og registrere trusselfaktorer og tilstandsvariabler i henhold til NiN-systemet. Den arealrepresentative innsamlingen av data gjør det mulig å estimere aggregerte artsmengdemål (jf. generell rapport, kapittel 2.1) for rødlistearter og egner seg godt for å dokumentere endringer i arealdekke, både for selve naturtypen og for artsforekomster innenfor i naturtypen (generell rapport, kapittel 5.3.3).

Tilgangen til presise tilstedeværelse/fraværdata, både for en naturtype og for arter i naturtypefigurer av denne naturtypen, gir et godt utgangspunkt for utprøving av romlig prediksjonsmodellering, kjerneelementet i sannsynlighetsbasert datainnsamling (generell rapport, kapittel 5.3.4). Datamaterialet kan i prinsippet brukes både til å lage (kalibrere) og til å evaluere romlige prediksjonsmodeller. Romlig prediksjonsmodellering av et slikt datamateriale kan dessuten gi andre nyttige erfaringer; slike modeller kan for eksempel være et nyttig hjelpemiddel for å finne nye lokaliteter for sjeldne arter (Guisan et al. 2006, Marage et al. 2008, Edvardsen et al. i trykk), men bare få slike studier er utført med så fin romlig oppløsning at prediksjonskartene er et reelt hjelpemiddel [se Parolo et al. (2008) og Marage et al. (2008)].

Formålet med dette kapitlet er å teste potensialet for romlig prediksjonsmodellering av naturtyper på fin lokal skala ved bruk av ARKO-datasettene fra åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord, og å diskutere resultatenes relevans for sannsynlighetsbasert datainnsamling. Spesifikke spørsmål som blir adressert er: Hvilket treningsdatasett – tilstedeværelse/fravær av naturtypen eller tilstedeværelse/fravær av naturtypeassosierte karplanter – gir mest presise prediksjoner av tilstedeværelsessannsynlighet for sjeldne naturtyper? Hvilken del av artsutvalget bør brukes ved modellering av naturtyper på grunnlag av artsobservasjoner? Er det grunn til å tro at vi mangler viktige prediktorvariabler (miljøvariabler), og i tilfelle hvilke? Og – sist men ikke minst – til hva og med hvilken (u)sikkerhet kan prediksjoner fra modellene eventuelt brukes?

2 Materiale

2.1 Avgrensning av åpen grunnlendt kalkmark

Begrepet 'åpen grunnlendt kalkmark' omfatter natursystem-hovedtypen åpen grunnlendt naturmark (T25), grunntypene [5] grunnlendt kalkmark og [6] grunnlendt kalkfuktmark, i NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009a). Åpen grunnlendt kalkmark skiller seg fra alle andre grunntyper innenfor T25 ved sin plassering på trinn 6 *kalkmark* langs den lokale basisøkolinen kalkinnhold (KA). Fra fastmarksskogsmark (T23) skiller

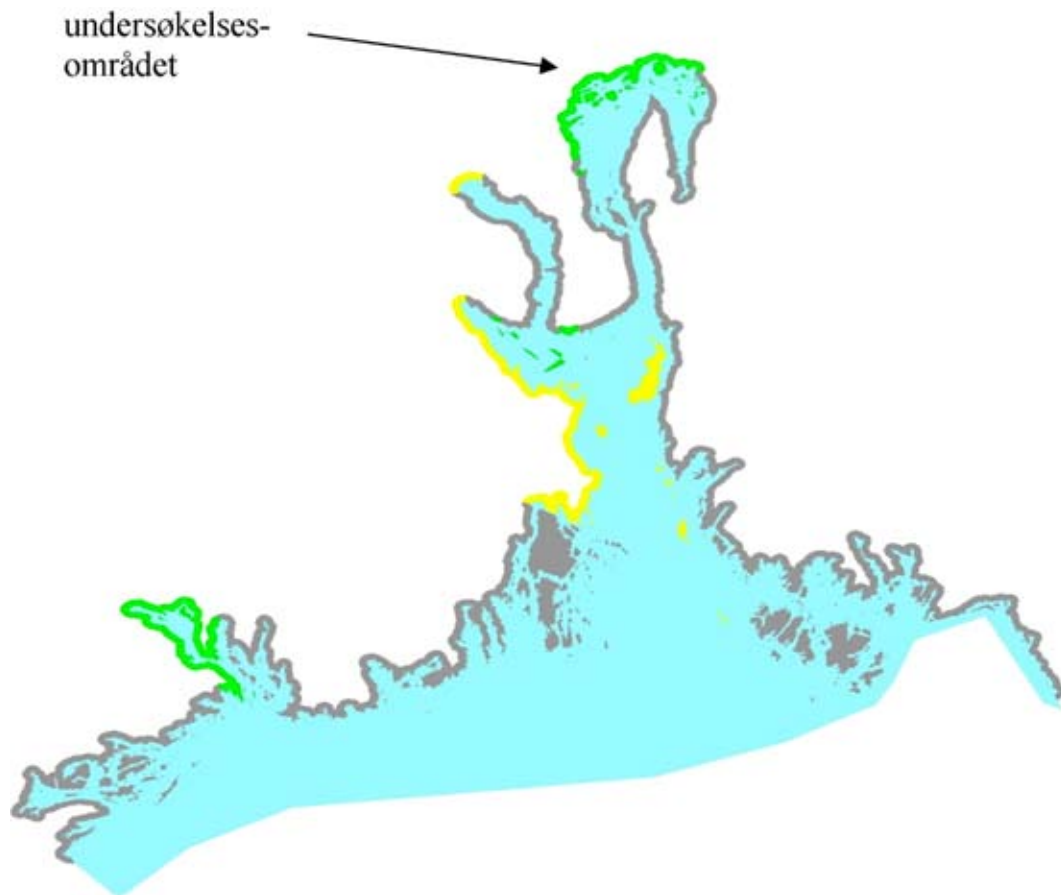


Fig. 1. Forenklet geologisk kart for kystnære områder langs Oslofjorden. Naturtypen åpen grunnlendt kalkmark finnes primært i områder med berggrunn av kambrosilurisk opprinnelse (grønt). Naturtypen finnes sporadisk også på permiske eruptivbergarter (gult) og på de spredte skjellsandavsetningene (ikke markert) som finnes på fattige silikatbergarter (grått). Området på kambrosiluriske bergarter innerst i Oslofjorden (grønt) utgjør undersøkelsesområdet (se Fig. 2 for et mer detaljert kart).

åpen grunnlendt naturmark seg ved å mangle skog, fortrinnsvis på grunn av tørkeutsatt, grunt jordsmonn. Den skilles fra kulturmarkseng (T4) ved at den ikke er kulturbetinget, det vil si ved at den ikke gror igjen med skog dersom bruken (beite eller slått) opphører. Naturtypefigurer for åpen grunnlendt naturmark (T25) skal ifølge NiN-prinsippene (Halvorsen et al. 2009b) ikke utfigureres mellom nakent berg (T20) og kulturmarkseng (T4). Svært grunnlendte arealer som forekommer i tilknytning til kulturmarkseng (T4) skal i stedet inkluderes i figuren for kulturmarkseng.

2.2 Undersøkelsesområdet

Undersøkelsen av åpen grunnlendt kalkmark i ARKO ble utført flere steder i Oslofjord-området (Fig. 1), men bare materiale fra studieområdet i indre Oslofjord på berggrunn av kambrosilurisk opprinnelse er brukt i de analysene som blir rapportert her.

Undersøkelsesområdet omfattet øyene i indre Oslofjord (kommunene Oslo, Bærum og Asker), begrenset til en 500 m brei kystson. Undersøkelsen ble konsentrert til kystsonen fordi åpen grunnlendt kalkmark mer eller mindre fullstendig mangler lengre inn fra kysten på grunn av at primære suksesjoner, betinget av landheving og jordsmonnsutvikling etter siste istid. Det aller meste av det som tidligere var åpen grunnlendt naturmark (T25), i hvert fall på kalkmarksgrunn, har nå for lengst blitt fastmarksskogsmark (T23).

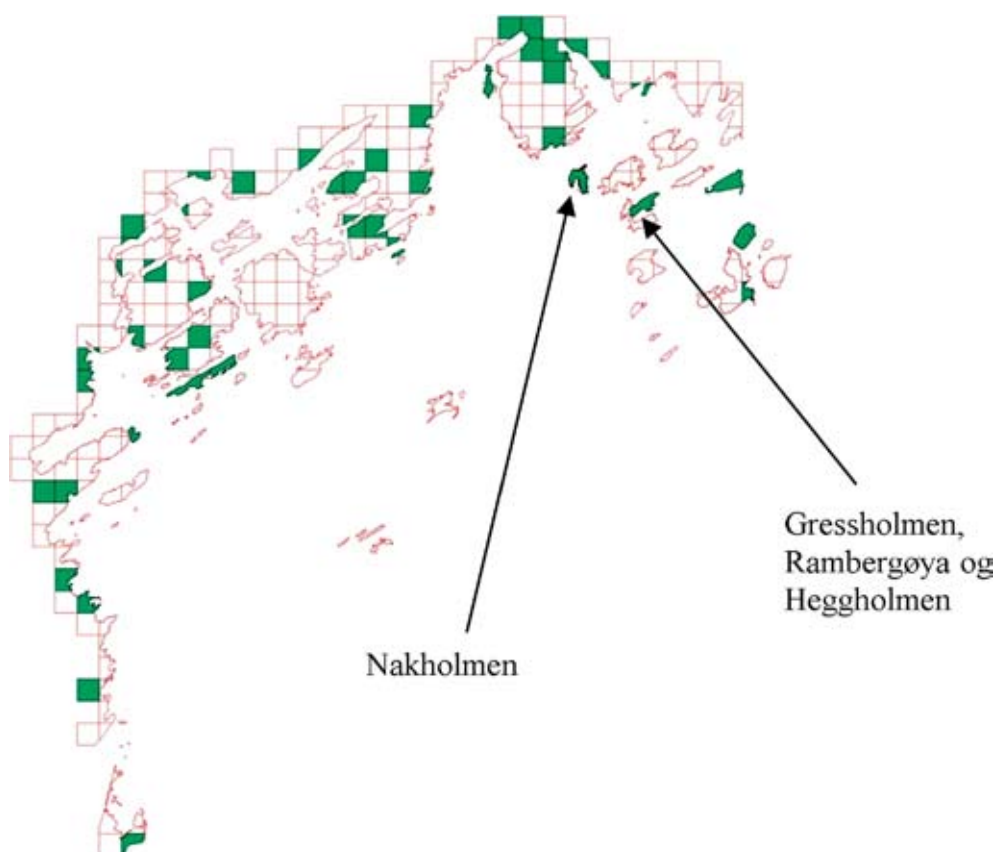


Fig. 2. Storruter á 500 × 500 m i undersøkelsesområdet (et 500 m breit belte langs kysten på kambrosilurisk grunn i indre Oslofjord, inkludert øyene). De grønnmarkerte storrutene inngår som observasjonsområder i utvalget som ble undersøkt i felt. Piler viser plasseringen av de to øyene som blir brukt som eksempler i en detaljanalyse av modellresultatene (Gressholmen, Rambergøya og Heggholmen utgjør i dag ett sammenhengende landområde, men har beholdt sine respektive øy-navn).

2.3 Utvalgsmetode

Undersøkelsesområdet ble delt inn (griddet) til storruter á 500 × 500 m. I utgangspunktet utgjorde hver kvadrant (fjerdedel; 500 × 500 m) av hver 1 km²-rute i UTM-rutenettet, sone 32V (WGS 84), ei storrute. Deretter ble storruter fjernet og/eller slått sammen etter følgende prosedyre:

1. Storruter som ikke tilfredsstilte følgende kriterier ble fjernet:
 - a. inneholdt bare landsystemer (unntak: ruter på øyer og halvøyer)
 - b. flateinnhold av landsystemer < 100 m²
2. Storruter som inneholdt både fastland og øyer ble delt i to eller flere enheter slik at ingen rute inneholdt arealer både på fastlandet og på øyer.
3. Øyer med flateinnhold < 250 000 m² og som i utgangspunktet var fordelt på flere storruter ble slått sammen igjen til ei storrute.
4. Øyer med flateinnhold > 250 000 m², som var vanskelig tilgjengelig og som i utgangspunktet var fordelt på i mange storruter, ble subjektivt fordelt på to storruter.

Fra de 238 storrutene ble 50 trukket ut tilfeldig. Fire av disse ble forkastet etter forhåndsfastsatte kriterier. De resterende 46 utgjør et arealrepresentativt utvalg (Fig. 2; se generell rapport, kapittel 5.3.3).



Fig. 3. Nakholmen, én av de 46 observasjonsområdene som inngikk i det arealrepresentative utvalget i undersøkelsen. De 21 naturtypefigurene av åpen grunnlendt kalkmark er avgrenset med rød linje. Kjente/registrerte forekomster av dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*), en av de karakteristiske og rødlistete (VU) karplanteartene i denne naturtypen i indre Oslofjord, er markert med blått.

2.4 Treningsdata for prediksjonsmodellering

Før feltarbeidet i 2009 og 2010 ble *alle* potensielle naturtypefigurer for åpen grunnlendt kalkmark i det arealrepresentative utvalget med 46 tilfeldig uttrukne observasjonsområder først identifisert manuelt (ekspertvurdering) ved bruk av flyfoto, digitale markslagskart (AR5), en 10 m høydemodell og avledninger fra disse. Under feltarbeidet ble alle forhåndsutfigurerte naturtypefigurer med åpen grunnlendt kalkmark (jf. avgrensingskriteriene i kapittel 2.1; se også Fig. 3-4) tegnet inn på kartgrunnlaget ved bruk av GPS med nøyaktighet ± 3 m. Etter feltarbeidet ble naturtypefigurene digitalisert som vektordata (polygoner)



Fig. 4. Gressholmen, én av de 46 observasjonsområdene som ble undersøkt i felt (gul linje angir grense for observasjonsområdet). 13 naturtypefigurer av åpen grunnlendt kalkmark er avgrenset med rød linje. Kartutsnittet er vist med svart ramme i Fig. 5

og deretter transformert til rasterdata [tilstedeværelse eller fravær i gridruter i et rutenett (grid) med kornstørrelse 5×5 m]. Rutenettet dekte i utgangspunktet hele undersøkelsesområdet, men bare gridruter som inneholdt landsystemer og lå innenfor de 46 observasjonsområdene ble tatt i betraktning i de videre analysene. Naturtypen ble registrert som til stede i 2 564 gridruter, 0,874 % av de totalt 293 457 gridrutene i observasjonsområdene. Egenskaper som på forhånd ble ansett for viktige [lokale basisøkokliner og tilstandøkocliner på grunnlag av NiN versjon 1.0 (Halvorsen et al. 2009a) samt trusselfaktorer] ble registrert i alle naturtypefigurer på en standardisert måte (dette materialet er ikke brukt i denne undersøkelsen). Totalt ble 93 naturtypefigurer med åpen grunnlendt kalkmark registrert i de 46 observasjonsområdene; fra 0 til 21 pr. område (21 på Nakholmen, se Fig. 3). For hver naturtypefigur ble tatt opp fullstendige karplanteartslistene [artslistene (uten krav til fullstendighet) ble også tatt opp for sopp, lav og insekter, men disse er ikke brukt i denne undersøkelsen]. Totalt ble 378 karplantarter registrert i naturtypefigurer av åpen grunnlendt kalkmark i de 46 observasjonsområdene, hvorav 47 arter ble vurdert som mer eller mindre sterkt knyttet til denne naturtypen (Tabell 1). Til sammen ble 1 238 observasjoner av tilstedeværelse (art i naturtypefigur) gjort for disse 47 artene. 14 av artene var rødlistet (EN: 2 arter; VU: 2 arter; NT: 10 arter; jf. Solstad et al. 2010). Artsfunn ble digitalisert som vektordata (punkter).

På grunnlag av arealer utfigurert for naturtypen og karplanteartslistene i disse naturtypefigurene ble det konstruert to datasett med observasjoner av sann tilstedeværelse og sant fravær. Disse ble brukt som treningsdata for responsvariabelen i romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark. (1) *Naturtypedatasettet* inneholdt tilstedeværelse/fraværsobservasjoner av naturtypen i 5×5 m ruter. (2) *Artsdatasettet* inneholdt tilstedeværelse/fraværsobservasjoner for 47 utvalgte karplanter i de samme 5×5 m rutene (Tabell 1). En art som ble registrert som tilstede i en naturtypefigur ble i artsdatasettet behandlet som til stede i alle gridruter som helt eller delvis falt innenfor polygonets grenser.

Tabell 1. 47 arter som ble vurdert som mer eller mindre sterkt knyttet til naturtypen åpen grunnlendt kalkmark. *n* = antall (av totalt 93 naturtypefigurer der arten ble funnet. RL = status i henhold til Norsk rødliste for arter 2010 (Solstad et al. 2010).

Latinsk artsnavn	Norsk artsnavn	<i>n</i>	RL
<i>Acinos arvensis</i>	bakkemynte	68	
<i>Alchemilla glaucescens</i>	fløyelsmarikåpe	13	
<i>Arabis hirsuta</i>	bergskrinneblom	67	
<i>Asplenium ruta-muraria</i>	murburkne	20	
<i>Avenula pratensis</i>	enghavre	54	
<i>Carex caryophylla</i>	vårstarr	12	
<i>Carlina vulgaris</i>	stjernetistel	18	NT
<i>Centaurea scabiosa</i>	fagerknoppurt	17	
<i>Cerastium semidecandrum</i>	vårarve	15	
<i>Cotoneaster integerrimus</i>	dvergmispel	62	
<i>Cotoneaster niger</i>	svartmispel	8	NT
<i>Draba verna</i>	vårubloom	17	
<i>Dracocephalum ruyschiana</i>	dragehode	22	VU
<i>Echium vulgare</i>	ormehode	21	
<i>Erysimum strictum</i>	berggull	12	
<i>Filipendula vulgaris</i>	knollmjørdurt	72	NT
<i>Fragaria viridis</i>	nakkebær	67	
<i>Geranium sanguineum</i>	blodstorkenebb	60	
<i>Hypochaeris maculata</i>	flekkgrisøre	17	
<i>Inula salicina</i>	krattalant	10	
<i>Lappula myosotis</i>	sprikepiggrø	3	NT
<i>Lepidium campestre</i>	markkarse	12	
<i>Ligustrum vulgare</i>	liguster	2	NT
<i>Lithospermum officinale</i>	legesteinfrø	4	NT
<i>Myosotis ramosissima</i>	bakkeforglemmegei	1	
<i>Myosotis stricta</i>	dvergforglemmegei	2	
<i>Myosurus minimus</i>	muserumpe	1	NT
<i>Odontites vernus</i> ssp. <i>Litoralis</i>	strandrødtopp	2	VU
<i>Phleum phleoides</i>	smaltimotei	24	EN
<i>Poa alpina</i> var. <i>alpina</i>	fjellrapp	42	
<i>Poa compressa</i>	flatrapp	70	
<i>Polygonatum odoratum</i>	kantkonvall	70	
<i>Potentilla crantzii</i>	flekkmure	3	
<i>Potentilla tabernaemontani</i>	småmure	1	
<i>Rhamnus catharticus</i>	geitved	35	
<i>Rosa majalis</i>	kanelrose	9	
<i>Saxifraga granulata</i>	nyresildre	5	
<i>Saxifraga osloensis</i>	oslosildre	8	NT
<i>Saxifraga tridactylites</i>	trefingersildre	22	
<i>Scleranthus perennis</i>	flerårsknavel	29	
<i>Seseli libanotis</i>	hjorterot	72	
<i>Silene nutans</i>	nikkesmelle	41	NT
<i>Sorbus aria</i>	sølvasal	3	NT
<i>Thymus pulegioides</i>	bakketimian	34	
<i>Veronica arvensis</i>	bakkeveronika	8	
<i>Veronica spicata</i>	aksveronika	75	EN
<i>Woodsia alpina</i>	fjell-lodnebregne	8	

Tabell 2. Prediktorvariabler som ble benyttet i romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark. Variabelnavn = forkortelse brukt i Tabell 3.

Prediktor	Variabelnavn	Opprinnelse	Avledning
AR5 (<i>land cover</i>)	AR5	Digitalt markslagskart	Kategorisk variabel med ni klasser: 1 = antropogen mark; 2 = kulturmark; 3 = kulturmark, grunnlendt; 4 = skog og fjell; 5 = skog, grunnlendt; 6 = skog, annet; 7 = fjell, åpent; 8 = åpent grunnlendt mark; 9 = vann.
høyde over havet (m)	HOH	Digital terrengmodell (DEM)	Terrengmodellen er avledet fra 5-meterskoter i N5 (Statens kartverk)
TPI	TPI	Avledet fra DEM	Topografisk posisjonsindeks (Jenness 2006) som gir uttrykk for landform og posisjon i skråning (se http://www.jennessent.com/arcview/tpi.htm ; aksessert 16.02.2011)
Helning	slope	Avledet fra DEM	Maksimal høydeforskjell mellom midtpunktet i ei gitt gridrute og en hvilken som helst naborute
Nordvendthet	north	Avledet fra DEM	Avvik fra sørvendthet, 202,5 grader (SSW) (kompassrosa delt i 8 sektorer) (Økland 1996)
Terreng-uro (<i>ruggedness</i>)	rugged	Avledet fra DEM	Mål på 'vekturo' (VRM) basert på naboskapsanalyse; gir uttrykk for helning og helningsvinkel (Sappington et al. 2007)
Relativt areal	relarea	Avledet fra DEM	Et mål på overflateareal utregnet fra en høydemodell (i motsetning til en planimetrisk to-dimensjonal modell)
Østvendthet	east	Avledet fra DEM	Avvik fra vestvendthet (kompassrosa delt i 8 sektorer) (Økland 1996)

2.5 Prediktorvariabler

Åtte prediktorvariabler ble benyttet i den romlige prediksjonsmodelleringen av åpen grunnlendt naturmark (Tabell 2). Prediktorvariabelen AR5 (markslagsklasse) er kategorisk variabel avledet fra digitalt markslagskart fra Norsk institutt for skog og landskap (www.skogoglandskap.no/temaer/markslag). Høyde over havet er ekstrahert fra den digitale høydemodellen (DEM), og resten av prediktorene er også avledet fra denne.

3 Metoder

3.1 Romlig prediksjonsmodellering

Romlig prediksjonsmodellering ble gjort ved bruk av Maxent versjon 3.3 med standardvalg av parametre (Phillips et al. 2006, Phillips & Dudík 2008). Maxent-metoden ble valgt fordi den har vist seg å være en av de mest pålitelige metodene for romlig prediksjonsmodellering, også sammenliknet med metoder som bruker tilstedeværelse- og reelle fraværdata; særlig er den velegnet for treningsdatasett med få observasjoner av tilstedeværelse (Elith et al. 2006, Guisan et al. 2007, Elith & Graham 2009, Phillips et al. 2009). Dette siste er spesielt viktig ved modellering av rødlistete og andre sjeldne arter slik som i vårt tilfelle og i ARKO-prosjektet for øvrig (jf. Tabell 1).

Maxent bruker prediktorvariablene til å lage en modell for relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (*relative predicted probability of presence*, RPPP) av en gitt naturtype eller art, ved å evaluere forskjellige

kombinasjoner av variablene og interaksjoner mellom dem. Basert på prinsippet om maksimum entropi (Jaynes 1982) finner Maxent den fordelingen av sannsynlighet for tilstedeværelse som maksimerer entropien, det vil si resulterer i en fordeling som, gitt visse forutsetninger (*constraints*), er mest mulig uniform. I praksis betyr dette at modellen tilpasses treningsdataene slik at forventningen (*true mean value*) for hver prediktorvariabel i gridruter der responsvariabelen er til stede er så nær det empiriske gjennomsnittet som mulig (Phillips et al. 2006, Franklin 2009). Denne prosedyren hindrer overtilpasning (*overfitting*) av modellen.

Romlig prediksjonsmodellering av åpen grunnlendt kalkmark ble gjort på to ulike måter: (1) direkte på grunnlag av naturtypedatasettet, det vil si med tilstedeværelsesobservasjonene for åpen grunnlendt kalkmark som responsvariabel; og (2) indirekte på grunnlag av artsdatasettet. I alle prediksjonsmodellene ble de 293 457 gridrutene 5×5 m brukt som bakgrunnsobservasjoner. Den indirekte modellen ble basert på separate prediksjonsmodeller for hver av de 47 utvalgte karplantartene, med tilstedeværelse av arten som responsvariabel. Modellprediksjoner ble visualisert for alle 5×5 m gridruter i hele undersøkelsesområdet ved hjelp av GIS-verktøy (ArcGIS versjon 9.3). En tommelfingerregel ved modellering med Maxent er at treningsdatasettet bør inneholde minst 10 observasjoner for at modellene skal bli pålitelige (Phillips & Dudík 2008). Dette kravet var oppfylt for 31 av de 47 artene (31 arter > 10 observasjoner, 36 arter > 7 observasjoner).

Vi valgte skalaen *logistic output* for prediksjoner fra Maxent. På denne skalaen blir predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse angitt på en skala fra 0 til 1. Vi brukte Maxent til å projisere alle modellene til hele undersøkelsesområdet (potensielle observasjonssenheter som ikke var med i utvalget på 50).

3.2 Evaluering av prediksjonsmodellen

Maxent evaluerer prediksjonsmodellene ved datasplitting, det vil si at responsvariabeldatasettet deles i en del (70 % av observasjonene; cf. Phillips et al. 2006) som brukes som treningsdata mens resten settes til side og bare brukes til å evaluere modellen (se generell rapport, kapittel 4.2.2 punkt 5c). Arealet under ROC-kurva, AUC (*area under curve*; Hanley & McNeil 1982, Fielding & Bell 1997) ble benyttet som mål på hvor god prediksjonsmodellen var (se generell rapport, kapittel 4.2.6 for utfyllende forklaring av hva AUC er, og svakheter ved AUC).

Romlige prediksjonsmodeller som er basert på tilstedeværelsesobservasjoner som ikke er innsamlet på en observatør-uavhengig måte og som heller ikke inneholder observasjoner av reelt fravær, må evalueres ved bruk av et uavhengig datasett med reelle tilstedeværelse/fraværsobservasjoner (R. Halvorsen, upubl. manuskript, se også generell rapport, kapittel 4.2.6). Vår datasett er imidlertid arealrepresentative utvalg som inneholder reelle tilstedeværelse/fraværsobservasjoner både for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark (naturtypedatasettet) og for hver enkelt av de 47 artene (innenfor naturtypefigurer av åpen grunnlendt kalkmark; artsdatasettet). Vi kunne derfor bruke samme datasett som ble brukt til å lage modellene til å evaluere dem. Evalueringen ble gjort ved bruk av logistisk regresjonsanalyse etter en prosedyre beskrevet av Pearce & Ferrier (2000). Evalueringen ble gjort separat for den direkte modellen basert på naturtypedatasettet (RPPP-verdier) og for den indirekte modellen basert på enkeltartsmodeller (RPPPs-verdier). Evalueringsanalysen 'oversetter' RPPP/RPPPs-verdiene for hver gridrute til et estimat på en skala for reell sannsynlighet for tilstedeværelse (TPP; *true probability of presence*). Den logistiske regresjonsmodellen gir oss dessuten et konfidensintervall for dette estimatet.

Begrepet TPP, som blir brukt ved evaluering av modellene, forutsetter at oppdagbarheten av naturtypen og av alle modellerte arter er lik 1, det vil si at alle naturtypefigurer og alle artsforekomster innenfor naturtypefigurene er oppdaget under feltarbeidet. For naturtypen og for flertallet av artene er dette en realistisk antakelse. De aller fleste artene er lette å oppdage, fra blomstringstida på forsommeren til langt utover sommeren. Noen få av artene i datasettet kan være imidlertid være vanskelige å oppdage eller bestemme i deler av feltsesongen, og kan derfor være underregistrerte. Vårstarr (*Carex caryophyllea*) tørker inn til en uanselig og lite oppdagbar 'rest' allerede ultimo juni, og er fra vårt undersøkelsesområde knapt belagt senere i sesongen. De vårblomstrende, ettårige artene vårrubblom (*Erophila verna*) og vårarve (*Cerastium semidecandrum*) er også sannsynligvis underregistrert i de observasjonsområdene hvor feltarbeidet ble utført seint i sesongen, mens den høstblomstrende smalsøta (*Gentianella uliginosa*) (første funn i Oslo på over 100 år under feltarbeid i 2009, dog ekskludert fra datasettet siden vi kun hadde ett enslig funn) kan antas være underrepresentert i områder som ble undersøkt tidlig i sesongen.

Feltarbeidet ble utført fra primo juni til ultimo august, med noen suppleringer i september.

Alle statistiske analyser ble gjort i R versjon 2.11.1 for Windows (Anonym 2010).

4 Resultater

4.1 Direkte prediksjonsmodell basert på naturtypedatasettet

Prediksjoner fra den direkte romlige prediksjonsmodellen for åpen grunnlendt kalkmark på grunnlag av naturtypedatasettet, er i Fig. 5 vist for Gressholmen, Rambergøya og Heggholmen, og i Fig. 6 for Nakholmen. Generelt predikerer modellen tilstedeværelse for naturtypen i hellende terreng (skråninger ned mot sjøen) og på konvekse områder (små koller). Prediktorvariablenes relative bidrag til modellen avtok i følgende rekkefølge: AR5 (65,0 %) > HOH (18,1%) > TPI (12,8 %). Ingen av de andre prediktorene bidro mer enn 2 % til modellen (Tab. 3).

En sammenlikning mellom feltkartleggingsresultatet i Fig. 4 for observasjonsområdet på Gressholmen, der 13 naturtypefigurer ble avgrenset, og prediksjonene i Fig. 5 viser flere forskjeller. Høy sannsynlighet for tilstedeværelse av åpen grunnlendt kalkmark ble predikert for flere strandnære områder (f.eks. sør for naturtypefigur 4 i Fig. 4) der den ikke ble utfigurert. Under feltarbeidet i 2009/2010 ble det observert sterk slitasje på disse stedene, forårsaket av intens bruk til friluftslivsformål, og alle karplantearter som karakteriserer åpen grunnlendt kalkmark manglet. Åpen grunnlendt kalkmark ble derfor ikke utfigurert. Tilsvarende gjelder for den lange odden som stikker ut på vestkysten av Rambergøya – også denne er ganske mye brukt som badeplass og er temmelig nedslitt. Uoverensstemmelser mellom kartleggingsresultat og prediksjoner nordøst og øst på Gressholmen der modellen indikerer én stor, sammenhengende naturtypefigur mens mange separate figurer ble avgrenset i felt (Fig. 4), skyldtes en fin-skala mosaikk mellom nakent berg (kambrosilur-smårygger), basaltganger og skogholt. Maxent klarte ikke, på grunnlag av de åtte prediktorvariablene, å skille mellom disse mosaikkelementene. Forskjellen ble antakeligvis overdrevet av Maxents standard fargeskala for RPPP, som viser kraftig rødt ned til RPPP $\approx 0,9$.

For Nakholmen viser en sammenlikning mellom feltkartleggingsresultatet i Fig. 3, hvor 21 naturtypefigurer ble avgrenset, og prediksjonene i Fig. 6 flere forskjeller. Høy sannsynlighet for tilstedeværelse av åpen grunnlendt kalkmark ble predikert tre steder hvor naturtypen ikke ble registrert; i beltet innenfor arealenhetene 10-12 i sydvest, i områdene rundt arealenhetene 15-16 og 17, og (med moderat predikert sannsynlighet) i området midt på nordre halvdel av øya. En tilsvarende forskjell, men med motsatt fortegn, ble observert for landtunga Loffen nordøst på Nakholmen der naturtypen ble registrert, men ikke predikert. På landsiden av arealenhetene 10-12 stikker en langsgående rygg av en sur gangbergart i dagen. Vi mangler fortsatt en prediktorvariabel for geologisk rikhet med tilstrekkelig fin romlig oppløsning til å predikere slike mønstre. Rundt arealenhetene 15-16 og 17 har hyttebygging og følgeaktiviteter gjort at det er lite igjen av naturtypen. Loffen er feilklassifisert som antropogen mark i AR5, det forklarer den lave predikerte sannsynligheten der.

4.2 Indirekte prediksjonsmodell basert på artsdatasettet

Prediksjoner fra den indirekte romlige prediksjonsmodellen for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark, som er laget ved å summere prediksjoner for 47 enkeltarter (i artsdatasettet), er vist i Fig. 7–9. Fig. 7 viser prediksjoner for en større del av undersøkelsesområdet, Fig. 8 viser prediksjoner for Gressholmen, Rambergøya og Heggholmen (som kan sammenliknes med feltkartleggingsresultatet i Fig. 4 og den direkte prediksjonsmodellen som er vist i Fig. 5), og Fig. 9 viser prediksjoner for Nakholmen (som kan sammenliknes med feltkartleggingsresultatet i Fig. 3 og den direkte prediksjonsmodellen som er vist i Fig. 5).

En sammenlikning mellom Fig. 5 og Fig. 8 viser at det i store trekk er god overensstemmelse mellom de to romlige prediksjonsmodellene med hensyn til prediksjoner for Gressholmen. For eksempel viser Fig. 8 at også den indirekte modellen gir høye prediksjoner for naturtypen på solvendte skråninger ned mot sjøen, men ikke helt ned til vannkanten, og på konvekse områder (små koller) innen undersøkelsesområdet. I motsetning til den direkte modellen (Fig. 5) separerer imidlertid den indirekte modellen (Fig. 8) flere områder langs østkysten av Gressholmen, i god overensstemmelse med avgrensningen av naturtypefigurene 4, 7–10 og 13 i Fig. 4. Den indirekte modellen predikerer imidlertid ikke tilstedeværelse for naturtypen omkring naturtypefigurene 1–3 og 12 i Fig. 4 – som feilaktig er klassifisert som skog i AR5 – mens den direkte modellen predikerer høy sannsynlighet for naturtypen også i disse områdene.

En sammenlikning mellom Fig. 3 og Fig. 9 viser at den indirekte prediksjonsmodellen for Nakholmen predikerer høy tilstedeværelsessannsynlighet på mange av stedene der naturtypefigurer for åpen grunnlendt kalkmark ble utfigurert i felt. Uoverensstemmelser finnes imidlertid også. Åpen grunnlendt

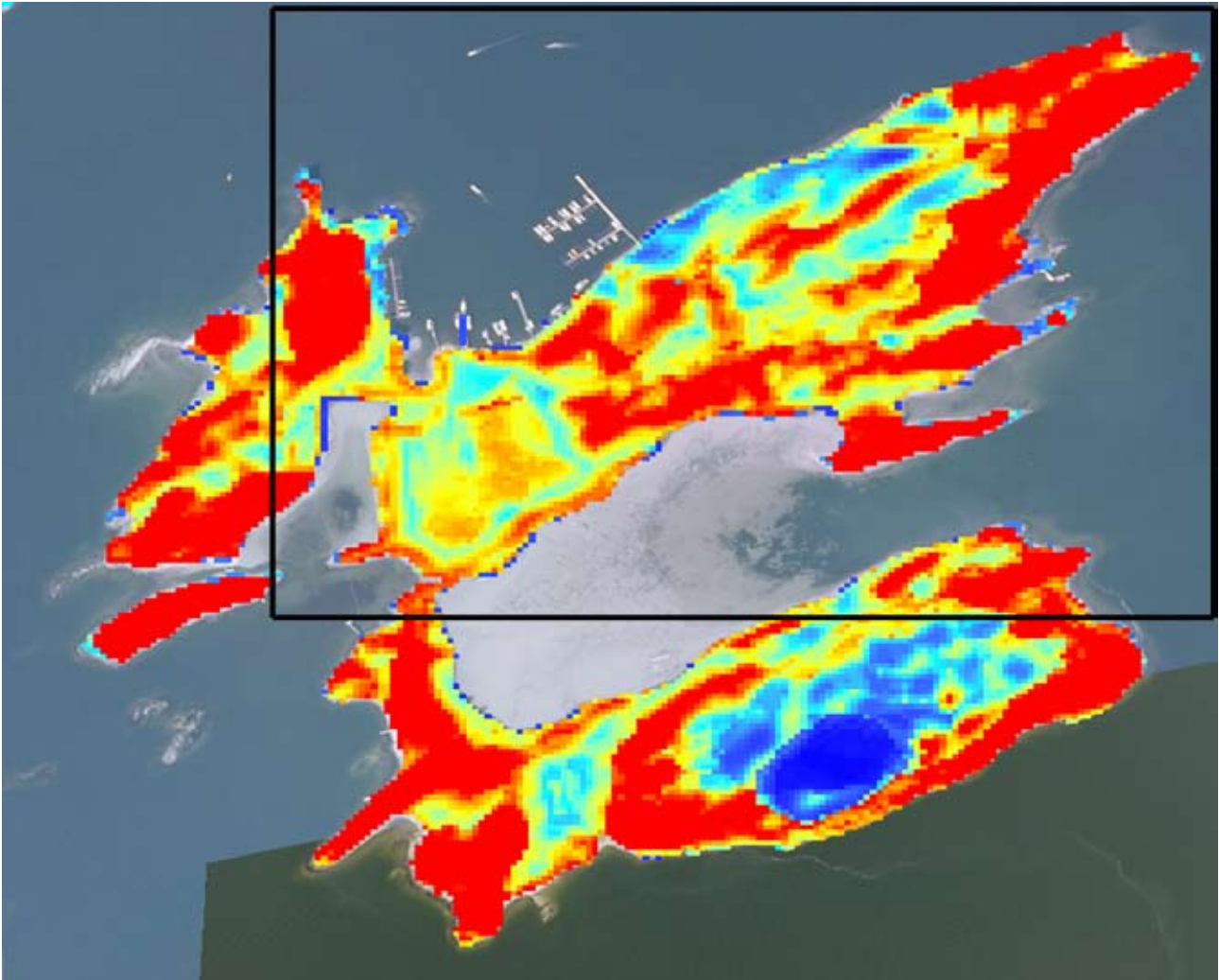


Fig. 5. Prediksjonskart for åpen grunnlendt kalkmark på Gressholmen (den nordøstre halvdelen av øya som er vist på figuren; inngår i treningsdatasettet) og Rambergøya og Heggholmen (projiserte prediksjoner) basert på naturtypedatasettet. Kartet viser predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen (*relative predicted probability of presence*, RPPP); jo varmere farge (rød > gul > lys blå > mørk blå) desto høyere RPPP-verdi. Kartutsnittet som er avgrenset av svart ramme viser nordøstre del av Gressholmen som inneholder observasjonsenhet 35 [gul linje i Fig. 4 angir grense for observasjonsenheten].

kalkmark ble utfigurert, men ikke predikert, på Loffen, landtunga nordøst på Nakholmen som ble klassifisert som antropogen mark i AR5. Naturtypen ble predikert, men ikke utfigurert i et breit belte innenfor naturtypefigurene 10–12 på fattig berggrunn (silikatrik gangbergart). Betydelige områder med høy predikert sannsynlighet for naturtypen falt utenfor de utfigurerte arealfigurene, spesielt figurene 15–17; områder som i stor grad er påvirket av hytte-bebyggelse. Den indirekte modellen (Fig. 9) predikerer at tilstedeværelse av åpen grunnlendt kalkmark er usannsynlig i de flate områdene midt på nordre halvdel av Nakholmen, i samsvar med registreringene, men i motsetning til hva den direkte modellen (Fig. 6) viser.

Det var stor variasjon mellom de enkelte artsmodellene som den indirekte modelleringen av åpen grunnlendt kalkmark bygger på, med hensyn til hvordan de romlige prediksjonene fordelte seg geografisk (Fig. 10) så vel som med hensyn til de enkelte prediktorvariablenes relative bidrag til de enkelte artsmodellene (Tabell 3).

Arealdekkevariabelen AR5 var imidlertid viktig for de fleste modellene (Tabell 3).

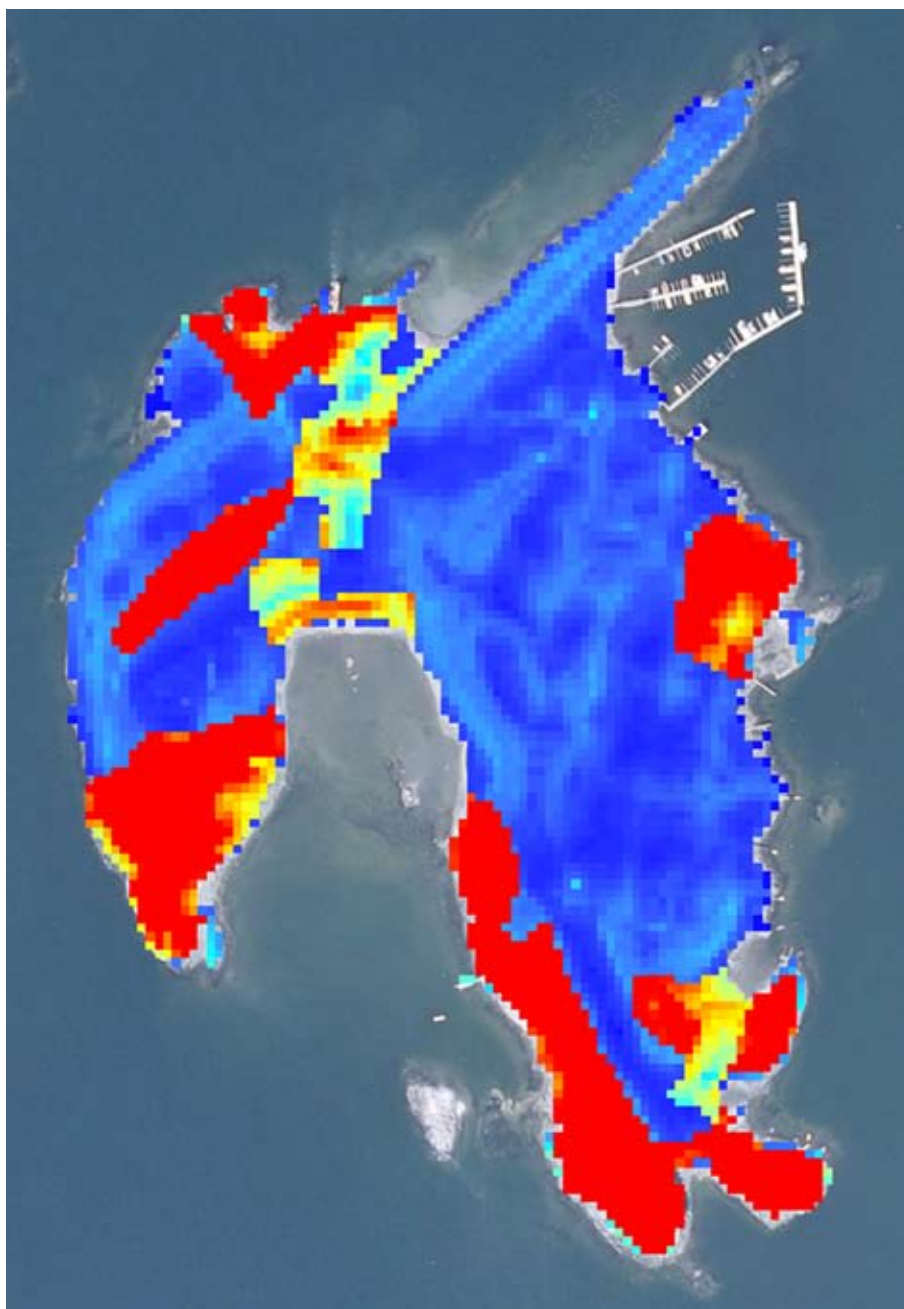


Fig. 6. Prediksjonskart for åpen grunnlendt kalkmark på Nakholmen basert på naturtypedatasettet. Kartet viser predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen (*relative predicted probability of presence*, RPPP); jo varmere farge (rød > gul > lys blå > mørk blå) desto høyere RPPP-verdi. [Fig. 3 viser registrerte arealenheter av naturtypen].

4.3 Evaluering av prediksjonsmodellene

AUC-verdien for den direkte prediksjonsmodellen som var basert på tilstedeværelsesdata for åpen grunnlendt kalkmark i de 30 % av observasjonene Maxent satte til side for å bruke som evalueringsdatasett, var 0,881 (Tabell 3).

De logistiske regresjonsmodellene for reell tilstedeværelsessannsynlighet TPP som funksjon av RPPP i den direkte modellen (36 % av *deviance* i naturtypedatasettet forklart; Fig. 11) og av RPPPs gitt av den indirekte modellen (32 % av *deviance* i naturtypedatasettet forklart; Fig. 12) viste sterkt

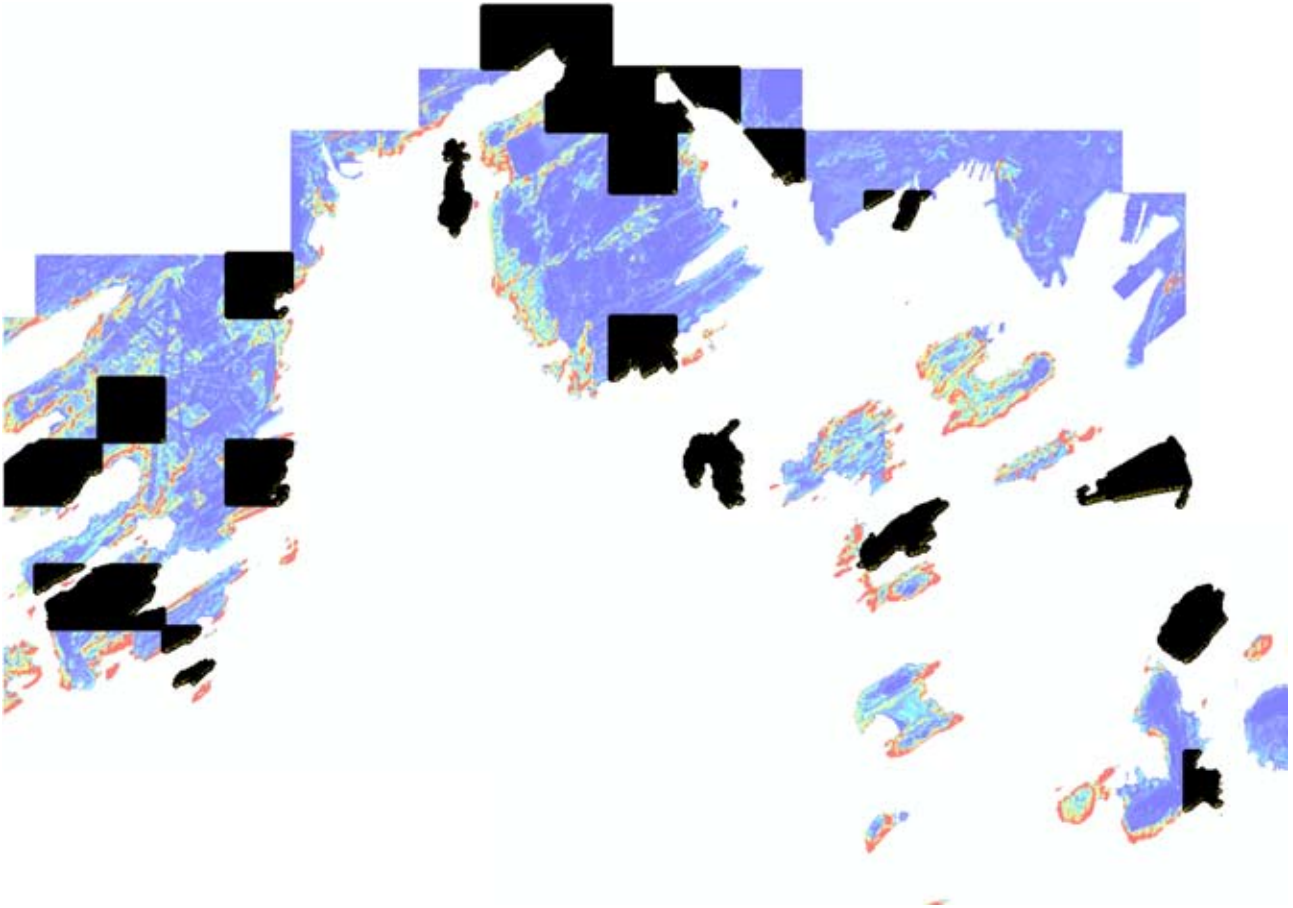


Fig. 7. Prediksjonskart for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i et utsnitt av undersøkelsesområdet, basert på den indirekte modellen som bygger på prediksjonsmodeller for 47 enkeltarter (forklart i teksten). Jo varmere farge (rød > gul > lys blå > mørk blå) desto høyere predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen (*relative predicted probability of presence*, RPPPs). Observasjonsenheter som inngår i utvalget på 46 observasjonsområder er markert med svart.

signifikante sammenhenger: hyppigheten av observert tilstedeværelse økte med økende predikert relativ tilstedeværelsessannsynlighet (RPPP og RPPPs). Begge regresjonsmodellene viste en tydelig ikke-lineær sammenheng mellom RPPP (og RPPPs) og TPP; for RPPP < ca. 0,5 og RPPPs < ca. 15 var TPP nær null. TPPP økte sterkt fra RPPP $\approx$ 0,5 og RPPPs $\approx$ 15 til maksimale predikerte verdier for TPP på ca. 0,6 for den direkte modellen og ca. 0,7 for den indirekte modellen.

5 Diskusjon

De to prediksjonsmodellene hadde omtrent lik forklaringsstyrke, både vurdert ut fra de logistiske regresjonsmodellenes (Fig. 11–12) *deviance* og ut fra den romlige fordelingen av prediksjonene (Fig. 5 vs 8 og Fig. 6 vs 9). Uoverenstemmelser mellom modellprediksjoner og 'bakkessannheter' blir derfor diskutert for de to modellene under ett. Som utgangspunkt for denne diskusjonen bruker vi resultatene for to av de 46 undersøkte observasjonsenheterne á 500 × 500 m. Disse to er valgt ut fordi de viser opplagte styrker og svakheter ved hver av modellene og treningsdataene og prediktorvariabeldataene de er basert på. De



Fig. 8. Prediksjonskart for åpen grunnlendt kalkmark på Gressholmen (den nordøstre halvdelen av øya som er vist på figuren; inngår i treningsdatasettet) og Rambergøya og Heggholmen (projiserte prediksjoner) basert på summering av predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (relative predicted probability of presence, RPPP) for 47 enkeltarter til RPPPs. Teoretisk maksimumsverdi for RPPPs er 47 fordi maksimal RPPP for hver art er 1. Høyeste RPPs-verdi for en enkelt gridrute i studieområdet var 28,7. ■: RPPPs > 25; ■: 23 < RPPPs ≤ 25; ■: 20 < RPPPs ≤ 23; ■: 15 < RPPPs ≤ 20.

illustrerer også andre viktige aspekter ved utbredelsesmodellering, som for eksempel oppløselighet og egenskaper ved modelleringsmetoden *som sådan*.

5.1 Årsaker til uoverensstemmelse mellom prediksjonsmodeller og 'bakkesannhet'

Resultatene viser flere eksempler på uoverensstemmelser mellom prediksjoner fra modellene og 'bakkesannheten', det vil si naturtypefigurene for åpen grunnlendt kalkmark som ble utfigurert i felt. Vi kan identifisere følgende årsaker til slike uoverensstemmelser:

(1) *Manglende utfigurering av naturtypen som kan relateres til beskrivelser og avgrensningsinformasjon for NiN-typer*. En del steder som ifølge modellene skulle ha høy sannsynlighet for tilstedeværelse av åpen grunnlendt kalkmark, ble ikke utfigurert som denne naturtypen i felt fordi sterkt slitaspreg gjorde at



Fig. 9. Prediksjonskart for åpen grunnlendt kalkmark på Nakholmen (projiserte prediksjoner) basert på summering av predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (relative predicted probability of presence, RPPP) for 47 enkeltarter til RPPPs. Teoretisk maksimumsverdi for RPPPs er 47 fordi maksimal RPPP for hver art er 1. Høyeste RPPs-verdi for en enkelt gridrute i studieområdet var 28,7. ■: RPPPs > 25; ■: 23 < RPPPs ≤ 25; ■: 20 < RPPPs ≤ 23; ■: 15 < RPPPs ≤ 20.

karplantartene som normalt kjennetegner typen mangler. Typiske eksempler er Gressholmens sydøstre tange og den lange odden som stikker ut på vestkysten av Rambergøya (Fig. 4 vs Fig. 5 og 8). Det er et definisjonsspørsmål når en naturtypefigur er så sterkt påvirket/endret at den har gått over til å bli en annen naturtype, i dette tilfellet en grunnstype av konstruert fastmark (T2). I NiN versjon 1.0 finnes ingen grunnstype for sterkt nedslitt mark på åpen kalkgrunn, og det er derfor trolig mer i tråd med kriteriene for hovedtyper i NiN versjon 1.0 å typifisere slike arealer som åpen grunnlendt kalkmark i en tilstand av slitasje og slitasjebetinget erosjon (SE) trinn 4 sterk slitasje enn som konstruert fastmark (T2). Det kan

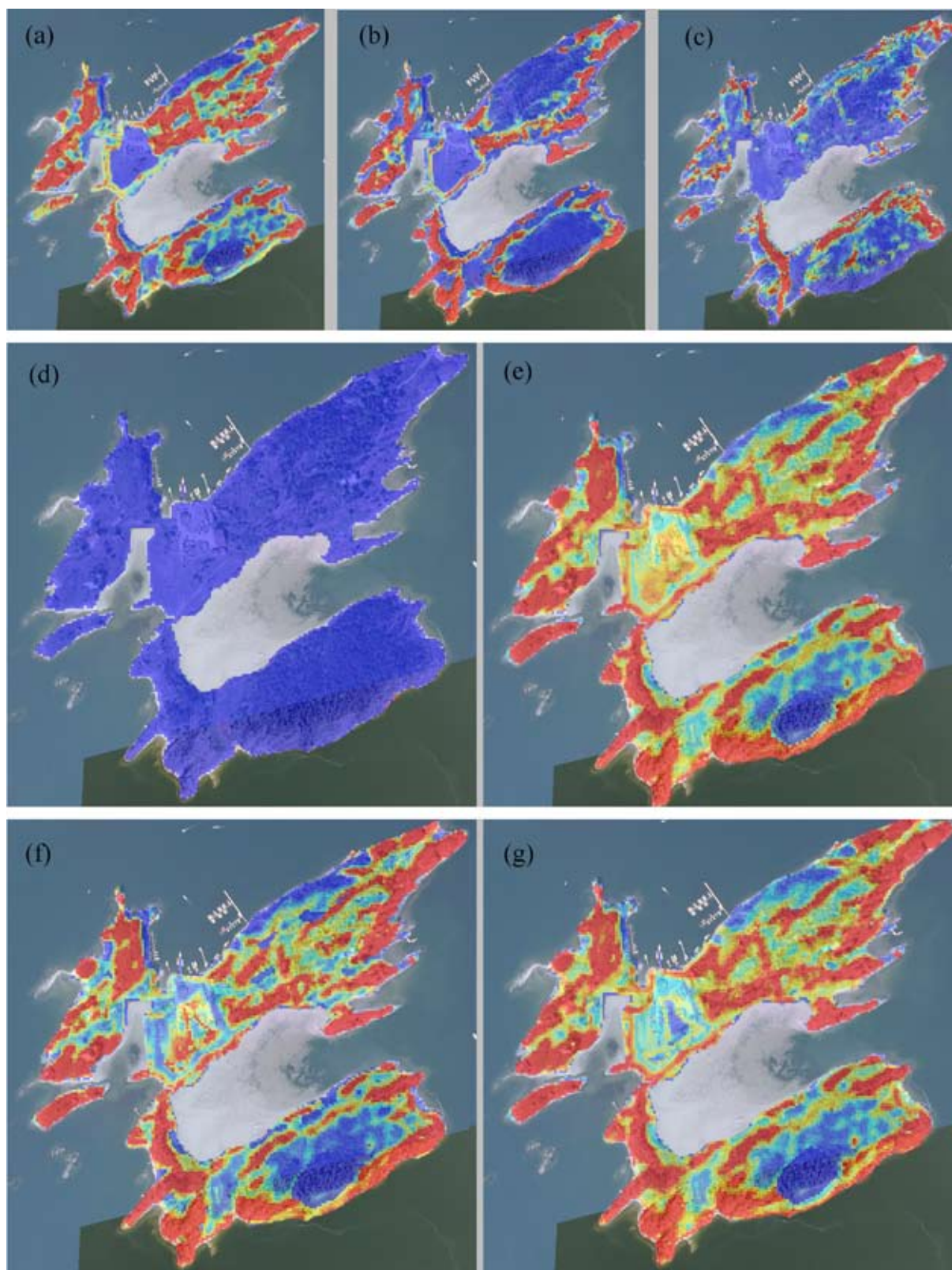


Fig. 10. Prediksjonskart for sju enkeltarter på Gressholmen (nordøstre halvdel av øya på figuren, som inngår i treningsdatasettet) og Rambergøya og Heggholmen (projiserte prediksjoner). Jo varmere farge (rød > gul > lys blå > mørk blå) desto jo høyere predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen (relative predicted probability of presence, RPPP). (a) Smaltimotei (*Phleum phleoides*). (b) Dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*). (c) Oslosildre (*Saxifraga osloensis*). (d) Sprikepiggrø (*Lappula myosotis*). (e) Aksveronika (*Veronica spicata*). (f) Nikkesmelle (*Silene nutans*). (g) Hjorterot (*Seseli libanotis*).

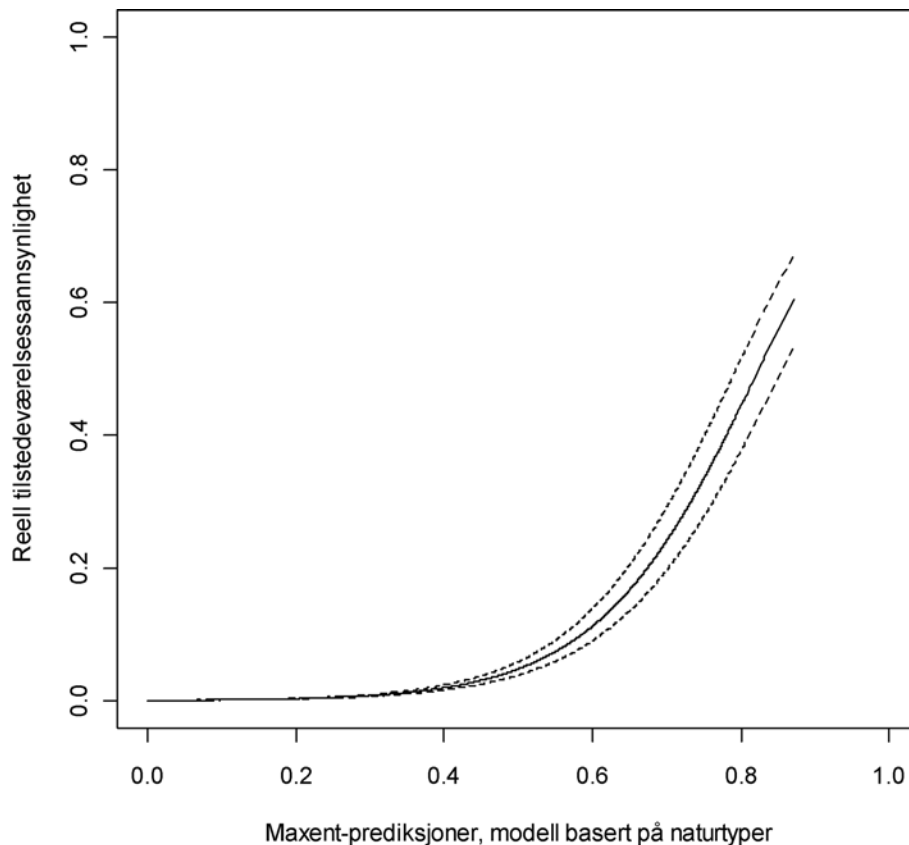


Fig. 11. Logistisk regresjonsmodell som viser sammenhengen mellom reell tilstedeværelsessannsynlighet (TPP) for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i 5×5 m-ruter i undersøkelsesområdet i indre Oslofjord og predikert relativ tilstedeværelsessannsynlighet (*relative predicted probability of presence*, RPPP) for de samme rutene (heltrukket linje) på grunnlag av direkte modellering (bruk av data for tilstedeværelse av naturtypen som treningsdata). Stiplede linjer angir et 95% konfidensintervall. Modellen forklarte 36 % av variasjonen (*deviance*) i reell tilstedeværelse. Stigningstallet for modellen gitt av funksjonen $\text{logit (TPP)} = 9.201 \cdot \text{RPPPs} - 7.585$ var sterkt signifikant forskjellig fra null ($p < 0,0001$).

imidlertid diskuteres om ikke så sterk slitasje som på disse arealene innebærer en irreversibel forandring, slik at arealene burde tilordnes en konstruert fastmarksgrunntype (som mangler i NiN versjon 1.0). En kompliserende faktor er at det ble gjort observasjoner av sopp som indikerer tilhørighet til åpen grunnlendt kalkmark. Denne avgrensingsutfordringen kommer i tillegg til de andre avklaringspunktene som er listet opp i grunnlagsundersøkelse I.

(2) *Manglende utfigurering av naturtypen som følge av nedbygging.* En del steder som ifølge modellene burde ha høy sannsynlighet for tilstedeværelse av åpen grunnlendt kalkmark er bygd ned. Dette gjelder for eksempel deler av Nakholmen (Fig. 3 vs Fig. 6 og 9). Disse stedene er nå konstruert fastmark (T2) med affinitet til grunntype [5] forstads- og hagebybebyggelse. Det kan være verdt å peke på at en god romlig prediksjonsmodell kan brukes til å anslå hvor stor del av opprinnelig totalt faktisk figurareal av en naturtype som er bygd ned.

(3) *Manglende presisjon i prediksjoner fra modellen på grunn av feil og unøyaktigheter i prediktorvariabeldataene.* Resultatene viser to klare eksempler på feil prediksjoner som skyldes feil i AR5. På Gressholmen ligger naturtypefigurene 1-3 og 12 i områder med AR-kategori skog, og på Nakholmen (på Loffen) ligger naturtypefigurene 13 og 14 i et område som i AR5 er klassifisert som antropogen mark. Hensikten med AR5 har neppe vært å lage et høypresisjons kartgrunnlag til bruk for prediksjonsmodellering av mønstre på fin lokal skala. Feil og mangler av denne typen må derfor påregnes i AR5 og andre prediktorvariabler, og de må forventes å bli større og større desto finere kornstørrelse prediktorvariablene griddes til. Kornstørrelsen på 5 m i denne undersøkelsen er på grensa av hva det er realistisk å få arealdekkende prediktorvariabelinformasjon for.

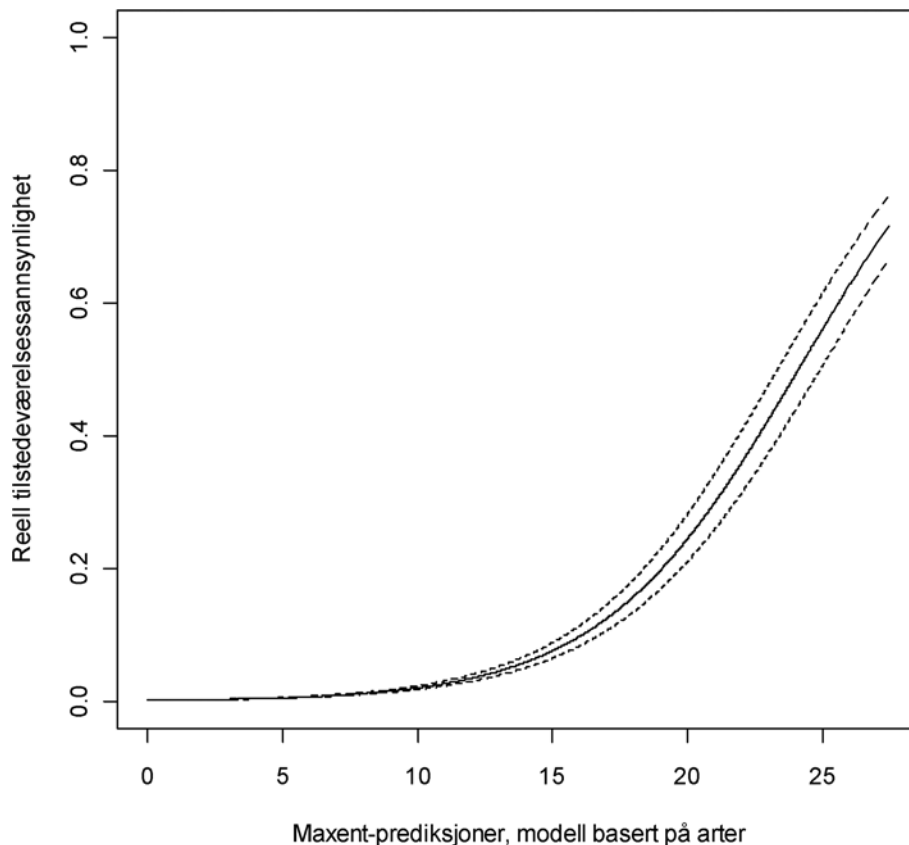


Fig. 12. Logistisk regresjonsmodell som viser sammenhengen mellom reell tilstedeværelsessannsynlighet (TPP) for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i 5 × 5 m-ruter i undersøkelsesområdet i indre Oslofjord og predikert relativ tilstedeværelsessannsynlighet (RPPPs) for de samme rutene (heltrukket linje) på grunnlag av indirekte modellering (bruk av data for artstilstedeværelse som treningsdata). RPPPs-verdiene er resultatet av summering av predikert relativ sannsynlighet for tilstedeværelse (*relative predicted probability of presence*, RPPP) for hver av 47 enkeltarter. Stiplede linjer angir et 95% konfidensintervall. Modellen forklarte 32 % av variasjonen (*deviance*) i reell tilstedeværelse. Stigningstallet for modellen gitt av funksjonen logit (TPP) = $0.274 \cdot \text{RPPPs} - 6.611$ var sterkt signifikant forskjellig fra null ($p < 0,0001$).

(4) *Manglende presisjon i prediksjoner fra modellen på grunn av at viktige prediktorer mangler.* De viktigste eksemplene i vår undersøkelse er 'geologisk rikhet' [økoklinen kalkinnhold (KA) i NiN-terminologi] og hevdhistorie [økoklinen grunnleggende hevdintensitet (HI) i NiN-terminologi]. På Nakholmen ble høy sannsynlighet for åpen grunnlendt kalkmark predikert for et stort område med sur berggrunn rett øst for de utfigurererte naturtypefigurene 10-12 (Fig. 3, 6 og 9). På Rambergøya ble på tilsvarende vis høy sannsynlighet for tilstedeværelse predikert langs deler av vestsiden og i sørvest (utenfor observasjonsområdet) langs et åsdrag med surere bergarter (Fig. 4, 5 og 8). Hevd er en annen viktig egenskap som vi manglet informasjon om. Hevdhistorien er viktig for å kunne utfigurere arealer riktig som naturlig åpne [åpen grunnlendt naturmark (T25)], i motsetning til kulturbetinget åpne [f.eks. kulturmarkseng (T4)]. Vi har ikke konkrete eksempler på at manglende informasjon om hevdhistorie er en vesentlig kilde til redusert presisjon i våre prediksjoner, men vi har likevel god grunn til å anta at det er slik fordi de lett tilgjengelige øyene og kystområdene har blitt benyttet til beite i tidligere tider. Derfor er det også grunn til å anta at systematisert informasjon om disse forholdene ville kunnet øke presisjonen i våre romlige prediksjonsmodeller, og at det samme er tilfellet for en rekke andre naturtyper i et land som Norge der utmarka har vært en så viktig ressurs helt fram til vårt tid [Norderhaug et al. (1999, 2010), se også grunnlagsundersøkelse IV]. Mangel på informasjon om hevd, bruk og gjengroingsforløp er ikke bare en kilde til redusert presisjon i romlige prediksjonsmodeller, men også en kilde til redusert presisjon i utfigurering av kulturmarkseng og av åpen naturmark. Dette, som er utførlig dokumentert i parallellkartleggingen etter NiN versjon 1.0 (se grunnlagsundersøkelse I), gjør at det knapt finnes noen 'bakkesannhet' i begrepets egentlige betydning.

Tabell 3. Egenskaper ved romlige prediksjonsmodeller; for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark basert direkte på feltobservasjoner av naturtypen, og for sju utvalgte enkeltarter. Nederst i tabellen vises minimums-, maksimums- og gjennomsnittsverdier for alle de 47 enkeltartsmodellene. n = antall polygoner arten er registrert i. AUC = *area under curve* (mål på hvor god prediksjonsevne modellen har; se teksten). Relativ betydning av prediktorvariabler (se Tabell 2 for forklaring av variabelnavn) i %.

Arter	n	AUC	Prediktorvariabler							
			AR5	HOH	TPI	slope	north	rugged	relarea	east
Åpen grunnlendt kalkmark, 93 direkte		0,881	65,0	18,1	12,8	0,6	0,6	1,7	1,2	0,1
<i>Dracocephalum ruyschiana</i>	22	0,96	19,3	32,0	39,0	0,3	0,5	6,7	1,0	1,1
<i>Lappula myosotis</i>	3	0,99	57,8	17,2	12,0	0,7	0,9	5,6	1,0	4,8
<i>Phleum phleoides</i>	24	0,93	44,4	18,7	15,7	0,5	3,9	12,9	2,6	1,4
<i>Saxifraga osloensis</i>	8	0,97	13,3	19,0	3,7	1,4	20,3	5,4	28,4	8,5
<i>Seseli libanotis</i>	72	0,86	46,3	21,4	24,6	0,9	1,0	4,8	0,7	0,2
<i>Silene nutans</i>	41	0,91	49,0	16,2	21,7	0,3	1,2	4,6	5,4	1,7
<i>Veronica spicata</i>	75	0,86	54,5	19,7	21,5	0,4	0,8	2,3	0,7	0,1
mimum	1	0,85	5,8	0,6	0	0	0,1	0,2	0,1	0,1
gjennomsnitt	26	0,94	50,3	17,2	13,9	2,6	3,7	4,8	4,1	2,7
maksimum	75	1,00	94,0	39,1	46,4	47,2	22,5	14,4	28,4	15,6

(5) *Manglende presisjon grunnet at høydemodellen har liten oppløselighet.* Spesielt for naturtyper (og assosierte arter) som forekommer i små arealenheter og i mosaikk med andre naturtyper (jf. antallet naturtypefigurer med åpen grunnlendt kalkmark, 21 på Nakholmen og 13 på Gressholmen) vil en bedre høydemodell, som gir mulighet for å avlede bedre terrengformprediktorvariabler, resultere i mer presise romlige prediksjonsmodeller. For å kunne utnytte potensialet i en bedre høydemodell i modellering av naturtyper med et slikt forekomstmønster som åpen grunnlendt kalkmark har i indre Oslofjord, stilles imidlertid også strengere krav til treningsdataene som skal brukes til å kalibrere modellene. Bare dersom også tilstedeværelsesdataene har en presisjon på 5 m eller finere og modellering reelt kan baseres på 5×5 m gridruter kommer en nøyaktig, LiDAR-basert høydemodell til sin fulle rett. En LiDAR-basert høydemodell i kombinasjon med gridding av prediktorvariabler til fin kornstørrelse kan gjøre det mulig å predikere arealenheter helt ned til minimumsstørrelsen for natursystem-figurer i NiN versjon 1.0 som for de fleste hovedtyper [inkludert åpen grunnlendt naturmark (T25)] er 100 m^2 . For naturtyper (og assosierte arter) som forekommer i mer homogent terreng og/eller som større sammenhengende arealenheter, vil prediktorvariabler avledet fra en grovere høydemodell kanskje gi like gode prediksjoner. Men for vårt småkuperte undersøkelsesområde, der åpen grunnlendt kalkmark og nakent berg (T20) danner en mosaikk i et smalt belte mellom fjæresonen og skogsmarka innenfor, ville en mye mer detaljert høydemodell basert på LiDAR sannsynligvis gitt grunnlag for romlige prediksjoner med vesentlig bedre prediksjonsevne. Det er grunn til å anta at det gjelder både for modeller som er basert på direkte observasjoner av naturtypen og for indirekte modeller som er basert på artsobservasjoner. Artenes flekkvise og spredte forekomst i åpen grunnlendt kalkmark innenfor observasjonsområdene illustrerer med all mulig tydelighet det potensialet for forbedrete prediksjonsmodeller som kombinasjonen av en bedre terrengmodell og gridding til fin kornstørrelse representerer.

5.2 Likheter og forskjeller mellom de to prediksjonsmodellene

De logistiske regresjonsmodellens *deviance* indikerer at de to romlige prediksjonsmodellene er omtrent like gode. Men ser vi på prediksjonskartene i detalj framtrer et interessant mønster: den indirekte modellen (basert på separate artsmodeller) skiller naturtypefigurene nordøst på Gressholmen bedre enn den direkte

modellen og prediksjonskartet for Nakholmen indikerer at prediksjonene fra den indirekte modellen stemmer bedre i de fine detaljene også der. Dette kan være en indikasjon på at naturtypemodellering via arter gir en detaljering i prediksjonene som er større enn en naturtypebasert modell. Et tilsvarende resultat fant vi ved modellering av kulturmarkseng (T4) i grunnlagsundersøkelse IV. En årsak til dette kan være at den artsbaserte modellen bygger på et breiere og derfor mer robust datagrunnlag (mange modeller) en den direkte modellen. Samtidig må vi anta at en indirekte modell er mer sårbar for feil i datagrunnlaget, blant annet fordi arter ikke er absolutt knyttet til en naturtype og heller ikke finnes alle steder der naturtypen finnes. Det er dessuten mulig at vårt datamateriale, som kun består av artsforekomster innenfor utfigurerede naturtypefigurer for den naturtypen som skal modelleres, ikke er relevant for kvaliteten på de artsobservasjonene som vanligvis er tilgjengelige for modellering (herbariedata, krysslisedata etc.) og som ikke har gjennomgått en slik 'filtrering'. På den andre siden er det også mulig at presise punktobservasjoner av artene ville kunnet gi enda bedre prediksjonsmodeller for arter enn våre observasjoner der artene ble behandlet som tilstede i alle 5 × 5 m gridruter innenfor en naturtypefigur der arten forekom, uansett om arten hadde stor eller liten utbredelse innenfor naturtypefiguren.

Likhetene mellom modeller basert på ulike responsvariabeldatasett viser at artsutvalget i Tabell 1 representerer den modellerte naturtypen godt. Sjø om enkelte arter sannsynligvis er underrepresentert i artsdatasettet grunnet variasjon i oppdagbarhet gjennom sesongen og sjøl om ikke alle arter er like sterkt knyttet til naturtypen, har den indirekte prediksjonsmodellen for åpen grunnlendt kalkmark nesten like høy forklaringsstyrke som den direkte modellen (Fig 11-12). En ytterligere spissing av artsutvalget er mulig, for eksempel ved å ekskludere arter som sannsynligvis er underrepresentert. Dette vil kunne redusere risikoen for at gridruter som ikke er besøkt til 'rett' tid får for lav predikert sannsynlighet, men med det høye antallet (47) arter som er modellert i denne undersøkelsen og det lave antallet arter som med rimelighet kan antas å være underrepresentert (4 opplagte), har dette neppe betydning for hovedtrekk i resultatene.

Forskjellene mellom prediksjonsmodellene for enkeltartene (Fig. 10) og den direkte prediksjonsmodellen (Fig. 5), også med hensyn til prediktorenes betydning (Tabell 3), kan brukes som indikasjon på hvor sterkt de enkelte artene er knyttet til en gitt naturtype. Naturtypen åpen grunnlendt kalkmark forekommer både i flatt og i kupert terreng, tilsynelatende uavhengig av eksposisjon (sjøl om sannsynligheten for å påtreff naturtypen er større i solvendte skråninger eller på koller enn i nordvente skråninger). Forskjellene i prediktorenes betydning bør stemme overens med generell kunnskap om artenes autøkologi. Artsmodellene inneholder flere eksempler på at sjøl med det prediktorvariabelsettet som sto til rådighet for vår modellering (Tabell 2) klarer Maxent å identifisere hvilke miljøfaktorer som er viktige for de ulike artene. Modellen for oslosildre (*Saxifraga osloensis*) styres i større grad enn modellene for noen andre arter av nordvendthet og østvendthet (Tabell 3). Dette stemmer med at arten faktisk forekommer i nordøstvendte skråninger på åpen grunnlendt kalkmark i vårt undersøkelsesområde. Artenes egenskaper bestemmer langt på veg deres økologiske amplitude, og dermed også hvor gode de er som indikatorer på tilstedeværelse av naturtyper. Den minst egnede arten for å predikere åpen grunnlendt kalkmark i datasettet synes å være sprikepiggrø (*Lappula myosotis*) (Fig. 10d). På grunn av sine piggete frø som lett spres med dyr, som for eksempel hunder og mennesker, er den svært tilfeldig i sin opptreden og uegnet til å predikere naturtypen, sjøl om den også forekommer der. I undersøkelsesområdet ble arten kun registrert tre steder, alle langs de store stiene på Gressholmen. Dette er altfor få funn til å gi grunnlag for en pålitelig prediksjonsmodell (Phillips & Dudik 2008). Arter med lavt antall funn innen et lite område resulterer typisk i en kunstig høy AUC (Lobo et al. 2008), særlig når samme datasett blir brukt både til å kalibrere og til å evaluere modellen (R. Halvorsen, upubl. manuskript). Med et så høyt antall arter som ble brukt i vår indirekte modellering av naturtypen, har imidlertid den lave presisjonen i enkeltmodeller som baserer seg på et begrenset antall forkomster (som modellen for sprikepiggrø) ubetydelig innvirkning på den indirekte naturtypemodellen. Vanlige arter, som for eksempel forekommer også i kanten mot skog (og dermed inn i arealer som kan være klassifisert som skog i AR5), vil kunne bidra til redusert presisjon i indirekte naturtypemodeller satt sammen av artsmodeller som er kalibrert på grunnlag av observasjoner som ikke er 'naturtypefiltrert'. Dragehode (*Dracocephalum ruyschiana*) (Fig. 10b), en karakteristisk art for åpen grunnlendt kalkmark i undersøkelsesområdet, er et eksempel på en art som ofte forekommer nær kanten mot skog.

Våre resultater og erfaringene med modellering av enkeltarter på åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord tilsier at en ideell art for indirekte modellering av naturtyper bør ha følgende egenskaper:

- være så sterkt som mulig knyttet til naturtypen, ha høy artsmengde der og finnes i naturtypen i hele det området der naturtypen finnes [slike arter betegnes 'rurale' i en firedeling av arter kjent som CURS-modellen (Collins et al. 1993)]
- ha høy oppdagbarhet gjennom store deler av sesongen
- være lett bestembar
- ha stabil utbredelse (i dynamisk likevekt med de viktigste regionale miljøfaktorene)

- ikke ha spredningstilpasninger som gjør at den lett spres tilfeldig til et breitt spekter av naturtyper.

Noen eksempler på arter som tilfredsstiller de fleste av disse kriteriene for naturtypen åpen grunnlendt kalkmark i undersøkelsesområdet i indre Oslofjord, er smaltimotei (*Phleum phleoides*), aksveronika (*Veronica spicata*) og hjorterot (*Seseli libanotis*). Disse artene er typiske for naturtypen, de finnes i hele undersøkelsesområdet og er sjeldne i andre naturtyper (disse artenes totale utbredelse i Norge er mer eller mindre begrenset til åpen grunnlendt kalkmark i indre Oslofjord), de har oftest store populasjoner der de forekommer, de er flerårige og årvisse, lette å finne gjennom det meste av sesongen og er lett bestembare.

5.3 Undersøkelsens relevans for bruk av romlig prediksjonsmodellering i naturtypeovervåking

I denne undersøkelsen blir en naturtype modellert på grunnlag av arealrepresentative treningsdata. Sannsynlighetsbasert utvalg, og dermed også romlig prediksjonsmodellering (se generell rapport, kapittel 5.3.4), trengs derfor ikke for å få gode estimater for relevante indikatorvariabler for denne naturtypen. Resultatene av undersøkelsen har likevel høy relevans for bruken av romlig prediksjonsmodellering i sannsynlighetsbasert overvåking, av følgende grunner:

- Resultatene viser at artsforekomstdata kan egne seg godt som responsvariabler (treningsdata) i romlig prediksjonsmodellering av naturtyper.
- Resultatene viser at det er mulig å modellere en naturtype med så lav prevalens (forekomsthypighet) som 0,0087 (i rutenettet med kornstørrelse 5 m) så presist at de stedene modellen peker ut som de mest gunstige har tilstedeværelsessannsynlighet på 50 %! Dette gjør det mulig å overrepresentere naturtypen inntil $50\%/0,87\% \approx 60$ ganger i et sannsynlighetsbasert utvalg. Simuleringsundersøkelsene i grunnlagsundersøkelse VII gir grunn til å anta at den optimale overrepresentasjonsgraden (den som gir de beste estimatene for viktige indikatorvariabelegenskaper) er $C^* \approx 10$. I dette konkrete eksemplet vil da sannsynligheten for å påtreffe naturtypen i et sannsynlighetsbasert utvalg, c^* , ligge mellom 5 og 10 %. En slik økning i representasjonen av naturtypen i et utvalg vil i de fleste tilfeller være tungen på vektskåla som gjør det mulig å få arealrepresentativ informasjon gjennom sannsynlighetsbasert overvåking (se generell rapport, kapittel 5.4.3).
- Undersøkelsen identifiserer viktige prediktorvariabler som fortsatt mangler som del av den nødvendige infrastrukturen for romlig prediksjonsmodellering i Norge. Særlig viktig er utvikling av bedre høydemodeller og mobilisering av arealdekkende prediktorvariabler for hevdhistorie, nåtidig bruk og gjengroingstilstand.

Takksigelser

Takk til Kristina Bjureke (NHM) og Odd Stabbetorp (NINA) for uvurderlig feltinnsats og for givende diskusjoner om artene og artsprediksjonsmodellene.

Referanser

- Anonym 2010. R version 2.11 for Windows. – R development core team, The R foundation for statistical computing, Wien. (<http://cran.r-project.org>)
- Collins, S.L., Glenn, S.M. & Roberts, D.W. 1993. The hierarchical continuum concept. – J. Veg. Sci. 4: 149-156.
- Edvardsen, A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. i trykk. A fine-scaled habitat suitability model for the red-listed vascular plant *Scorzonera humilis*. – Nord. J. Bot. i trykk.
- Elith, J. & Graham, C.H. 2009. Do they? How do they? WHY do they differ? On finding reasons for differing performances of species distribution models. – Ecography 32: 66-77.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F.,

- Leathwick, J.R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L.G., Loiselle, B.A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J.M.M., Peterson, A.T., Phillips, S.J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R.E., Soberón, J., Williams, S., Wisz, M.S. & Zimmermann, N.E. 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. – *Ecography* 29: 129-151.
- Fielding, A.H. & Bell, J.E. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence-absence models. – *Environm. Conserv.* 24: 38-49.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. – Cambridge University Press, Cambridge.
- Guisan, A., Broennimann, O., Engler, R., Vust, M., Yoccoz, N.G., Lehmann, A. & Zimmermann, N.E. 2006. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. – *Conserv. Biol.* 20: 501-511.
- Guisan, A., Graham, C.H., Elith, J., Huettmann, F. & The NCEAS Species Distribution Modelling Group, 2007. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. – *Divers. Distrib.* 13: 332-340.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Naturtyper i Norge (NiN) – teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1 [1.0] Artikkel 1: 1-211. (www.artsdatabanken.no)
- Hanley, J.A. & McNeil, B.J. 1982. The meaning and use of the area under a Receiver Operating Characteristic (ROC) curve. – *Radiology* 143: 29-36.
- Jaynes, E. T. 1982. On the rationale of maximum entropy methods. *Proc. The IEEE*, 70, 939- 952.
- Lobo, J.M., Jiménez-Valverde, A. & Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. – *Global Ecol. Biogeogr.* 17: 145-151.
- Marage, D., Garraud, L. & Rameau, J.-C. 2008. The influence of management history on spatial prediction of *Eryngium spinalba*, an endangered endemic species. – *Appl. Veg. Sci.* 11: 139-148.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (red.) 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. – Valdres Trykkeri, Fagernes.
- Norderhaug, A., Bele, B., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2010. Naturindeks for Norge 2010: Åpent lavland. – Dir. Naturforv. Utredn. 2010: 3: 70-78.
- Parolo, G., Rossi, G. & Ferrarini, A. 2008. Toward improved species niche modelling: *Arnica montana* in the Alps as a case study. – *J. appl. Ecol.* 45: 1410-1418.
- Pearce, J.L. & Ferrier, S. 2000b. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – *Ecol. Modelling* 133: 225-245.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. – *Ecol. Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. – *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S.J., Dudík, M., Elith, J., Graham, C.H., Lehmann, A., Leathwick, J.R. & Ferrier, S. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. – *Ecol. Appl.* 19: 181-197.
- Sappington, J.M., Longshore, K.M. & Thomson, D.B. 2007. Quantifying landscape ruggedness for animal habitat analysis: a case study using bighorn sheep in the Mojave Desert. – *J. Wildlife Mgmt.* 71: 1419-1426.
- Solstad, H., Elven, R., Alm, T., Greve Alsos, I., Bratli, H., Fremstad, E., Mjelde, M., Moe, B., Pedersen, O. 2010. karplanter, Pteridophyta, Pinophyta, Magnoliophyta – I: Kålås JA, Viken Å, Henriksen S, Skjelset S (red.), 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Sverdrup-Thygeson A, Bakkestuen V, Bjureke K, Blom H, Brandrud TE, Bratli H, Endrestøl A, Framstad E, Jordal JB, Skarpaas O, Stabbetorp OE, Wollan AK, Ødegaard F, 2009. Kartlegging og overvåking av rødlistearter. Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking (ARKO). Faglig framdriftsrapport for 2009 – Norsk Inst. Naturforsk. Rapp. 528: 1–76.
- Økland, T. 1996. Vegetation–environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 22: 1–349.

VII Sannsynlighetsbasert datainnsamling – teori, begreper og en simuleringsundersøkelse

Rune Halvorsen & Einar Heegaard

1 Innledning

Sannsynlighetsbasert datainnsamling [*unequal probability sampling*; Yoccoz et al. 2001] blir i den generelle rapporten (kapittel 5.3.1) definert som registrering av en indikatorvariabel i et utvalg som er representativt for undersøkelsens definisjonsområde fordi det er basert på kunnskap om sannsynligheten for at indikatoren er til stede på hvert potensielle observasjonssted. Hver observasjon representerer da en kjent (men ikke konstant) andel av alle mulig observasjoner (populasjonen av potensielle observasjoner). I generell rapport, kapittel 5.3.4 blir de generelle prinsippene for sannsynlighetsbasert datainnsamling gjennomgått, blant annet ved hjelp av et par eksempler. Der blir to ulike estimatore for forventningen (middelverdien) i en fordeling av en indikatorvariabel nevnt som aktuelle for bruk på et sannsynlighetsbasert utvalg, den direkte estimatoren og Horvitz-Thompson estimatoren (Horvitz & Thompson 1952). Hovedkonklusjonen i generell rapport, kapittel 5.3.6 er at sannsynlighetsbasert datainnsamling åpner muligheter for å framskaffe arealrepresentativ, relativt presis informasjon om sjeldne naturfenomener som ikke lar seg effektivt overvåke ved bruk av direkte areal(type)representative datainnsamlingsmetoder. Samtidig finnes betydelige utfordringer knyttet til denne datainnsamlingsmetoden: (1) Hvordan skal prediksjoner fra utbredelsesmodeller brukes til å foreta sannsynlighetsveiling av potensielle observasjonssteder for sannsynlighetsbasert datainnsamling? (2) Hvilke indikatorvariabler egner seg for overvåking på grunnlag av sannsynlighetsbasert datainnsamling? (3) Hvilke estimatore egner seg for estimering av indikatorvariabelegenskaper i sannsynlighetsbaserte utvalg? (4) Hvordan kan informasjon som er basert på sannsynlighetsbasert datainnsamling generaliseres til arealrepresentative tall? I dette kapitlet vil vi adressere disse fire spørsmålene og relaterte spørsmål. Det første spørsmålet blir besvart i kapittel 2, der vi presenterer begreper og notasjon for indikatorvariabler, populasjoner og utvalg med referanse til sannsynlighetsbasert datainnsamling. De tre neste spørsmålene blir adressert gjennom et simuleringsstudium (kapittel 3), som har som ambisjon å belyse disse spørsmålene uten å komme helt til bunns i noen av dem. Hvert av disse spørsmålene åpner for mange nye spørsmål, som dels krever et mye mer omfattende simuleringsstudium der også statistisk spesialkompetanse trekkes inn og dels krever utprøving gjennom relevante *case studies*. Dette kapitlet er ment som et første skritt på vegen fram til implementering av sannsynlighetsbasert utvalg som metode innenfor en helhetlig plan for naturmangfoldovervåking i Norge.

2 Teori og begreper

2.1 Begreper og notasjon for indikatorvariabler, populasjoner og utvalg

Sannsynlighetsbasert datainnsamling innebærer å gjøre et utvalg av et gitt antall observasjonssteder der vi registrerer en indikatorvariabel A . Indikatorvariabelen A er i sin tur en egenskap ved naturmangfoldindikatoren I . Liksom andre utvalg, omfatter et sannsynlighetsbasert utvalget bare en (mindre) del av hele populasjonen av (potensielle observasjonssteder for) indikatoren I . Et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder skiller seg fra et tilfeldig eller systematisk utvalg ved at *a priori* kunnskap om variasjon i sannsynligheten for å finne indikatoren I mellom potensielle observasjonssteder brukes til å overrepresentere observasjonssteder der indikatoren I finnes. Med referanse til notasjonen i generell

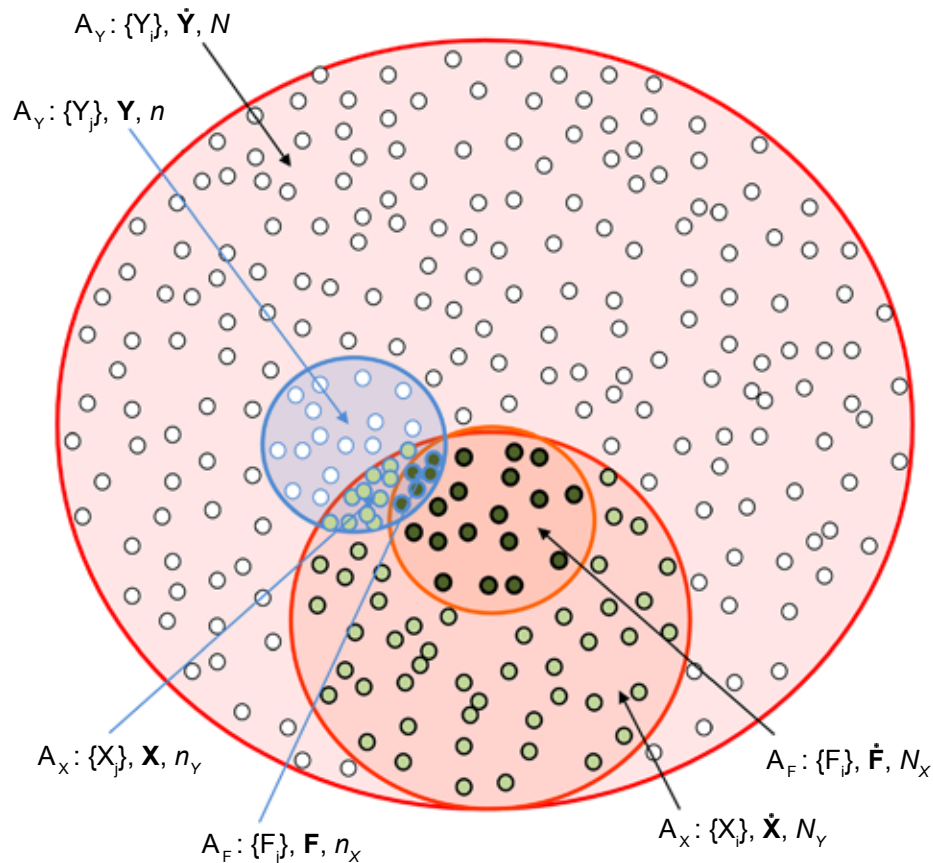


Fig. 1. Begreper og notasjon knyttet til tre hovedgrupper av indikatorer og indikatorvariabler. I_Y og I_X angir indikatorer for naturmangfold, henholdsvis en naturtype og en art som forekommer i denne naturtypen. A_Y og A_X angir indikatorvariabler, henholdsvis tilstedeværelse eller fravær av I_Y og av I_X . A_F angir en indikatorvariabel som bare kan overvåkes der arten I_X er til stede, for eksempel en demografisk egenskap ved arten. I figuren er potensielle observasjonssteder for hver av de tre indikatorvariablene A_Y , A_X og A_F angitt med ulike symboler og sortert på mengdene $\{Y_i\}$, $\{X_i\}$ og $\{F_i\}$. Populasjonen av potensielle observasjoner for hver av de tre indikatorvariablene, svarende til mengdene av potensielle observasjonssteder $\{Y_i\}$, $\{X_i\}$ og $\{F_i\}$, er $\dot{Y} = \{y_i\}$, $i = 1, \dots, N$; $\dot{X} = \{x_i\}$, $i = 1, \dots, N_Y$; og $\dot{F} = \{f_i\}$, $i = 1, \dots, N_X$. Den blå sirkelen avgrensner mengden av observasjonssteder som er inkludert i et sannsynlighetsbasert utvalg (hvert enkelt observasjonssted i utvalget er angitt som symbol med blå ring); henholdsvis $\{Y_j\}$ for A_Y , $\{X_j\}$ for A_X og $\{F_j\}$ for A_F , med observasjonene $Y = \{y_j\}$, $j = 1, \dots, n$; $X = \{x_j\}$, $j = 1, \dots, n_Y$; og $F = \{f_j\}$, $j = 1, \dots, n_X$. Et sannsynlighetsbasert utvalg kjennetegnes ved 'oppkonsentrasjon' av observasjonssteder med sannsynlig tilstedeværelse av indikatoren I_Y .

rapport, kapittel 5.3.6 innebærer sannsynlighetsbasert utvalg at utvelgelsen skjer ved at alle potensielle observasjonssteder i gis en vekt w_i (og at ikke alle vektene w_i er like). Vektene uttrykker den relative sannsynligheten for at en potensiell observasjonssenheter skal bli trukket ut (inkludert i utvalget). Deretter gjøres utvelgelsen av observasjonssenheter.

I forbindelse med sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder for naturovervåking, er det hensiktsmessig å dele relevante indikatorvariabler inn i tre hovedgrupper på grunnlag av hvilke observasjonssenheter som er relevante (generell rapport, kapittel 2.6). Begreper og notasjon for noen av disse er illustrert i Fig. 1. All notasjon er forklart i Vedlegg 1.

(1) *Tilstedeværelse av en naturtype*, som er en indikatorvariabel som står sentralt i naturtypeovervåking fordi det ofte knytter seg spesiell interesse til å estimere hvor vanlig en naturtype er (naturtypens 'gjennomsnittlige tilstedeværelse'). Vi bruker betegnelsen I_Y for å betegne en spesifikk naturtype som tjener som naturmangfoldindikator, mens A_Y betegner den spesielle indikatorvariabelen som angir tilstedeværelse eller fravær av I_Y på et gitt observasjonssted. Hele mengden (populasjonen) av alle potensielle observasjonssteder for A_Y betegnes $\{Y_i\}$, mens y_i angir observasjonen av A_Y på observasjonssted i ,

$$y_i = \begin{cases} 1 & \text{hvis naturtypen A er til stede} \\ 0 & \text{hvis naturtypen A ikke er til stede} \end{cases}$$

Populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_Y betegnes $\dot{Y} = \{y_i\}$, $i = 1, \dots, N$. Standardmålet på hvor vanlig I_Y er, er indikatorens relative frekvens eller prevalens (andelen av gridruter der naturtypen er registrert som til stede), det vil si middelveidien μ_Y i fordelingen $\dot{Y}$. Fordi vi ikke kan registrere tilstedeværelse eller fravær av naturtypen I_Y i alle gridruter i , er vi henviset til å estimere μ_Y (og eventuelt andre fordelingssegenskaper ved $\dot{Y}$ på grunnlag av observasjonene $Y = \{y_j\}$, $j = 1, \dots, n$ ($n < N$), som består av alle registreringer av tilstedeværelse (1) eller fravær (0) av naturtypen I_Y på observasjonsstedene $\{Y_j\}$.

(2) *Indikatorvariabler som kan registreres på observasjonssteder der naturtypen er til stede.* For indikatorvariabler som karakteriserer naturtypen I_Y , inkludert tilstedeværelse og/eller antall av en art eller et spesifikt objekt i denne spesifikke naturtypen, består populasjonen av alle de N_Y gridrutene der naturtypen I_Y er til stede, eventuelt alle naturtypefigurene av naturtypen I_Y i disse N_Y gridrutene. Indikatorvariabler i denne kategorien kan deles i tre underkategorier på grunnlag av fordelingssegenskaper:

(2a) *En målbar egenskap som karakteriserer naturtypens tilstand*, og som kan registreres i alle gridruter der naturtypen er til stede (det vil si alle gridruter som inneholder hele eller deler av en naturtypefigur). Vi bruker A_Z for å betegne en slik indikatorvariabel. Dette kan for eksempel være en jordkjemisk egenskap (f.eks. totalt nitrogeninnhold i humuslaget i en skogsmarkstype; oftest en kontinuerlig variabel), eller en tilstandssøkkel som gjengroingstilstand (GG) eller tresjiktssuksessjonstilstand (TS) i NiN (de sistnevnte er ordnete faktorvariabler). Mengden av potensielle observasjonssteder for A_Z betegnes $\{Z_i\}$ og er en delmengde av potensielle observasjonssteder for A_Y , $\{Y_i\}$. Populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_Z betegnes $\dot{Z} = \{z_i\}$, $i = 1, \dots, N_Y$ der N_Y er antallet gridruter der naturtypen I_Y er til stede. Estimering av fordelingssegenskaper ved $\dot{Z}$, for eksempel forventningen μ_Z , kan altså ikke gjøres på det samme utvalget av n observasjonssteder $\{Y_j\}$ som brukes til å estimere μ_Y , men må gjøres i et delutvalg $\{Z_k\}$ på grunnlag av observasjonene $Z = \{z_k\}$, $k = 1, \dots, n_Y$ ($n < n_Y$ og $n_Y < N_Y$). Dette delutvalget inneholder de n_Y av observasjonsstedene (og observasjonene) i $\{Y_j\}$ der $y_j = 1$ eller, ved analyse av endringer i tidsseriesdata (z_{kr} ; gjentatte observasjoner av z_k på tidspunktene τ og $\tau + 1$), observasjonssteder der naturtypen var til stede både ved begynnelsen og ved slutten av den aktuelle tidsperioden.

(2b) *Tilstedeværelse eller fravær av en art eller et annet 'objekt' innenfor en naturtype* (jf. NiN-terminologien), og som kan registreres i alle gridruter der naturtypen er til stede (det vil si alle gridruter som inneholder en hel eller deler av en naturtypefigur). Vi bruker A_X for å betegne tilstedeværelse av en art I_X innenfor en naturtype som indikatorvariabel. Liksom for miljøvariabelen A_Z utgjøres mengden av potensielle observasjonssteder for A_X av de N_Y gridrutene der naturtypen I_Y er til stede. Også for arter i naturtyper som indikatorvariabel knytter det seg spesiell interesse til å estimere 'vanlighet' ('gjennomsnittlig tilstedeværelse'), for eksempel uttrykt som artens prevalens (andelen av gridruter der arten er registrert som til stede), eller, fortrinnsvis, som artens betingete prevalens (andelen av gridruter der naturtypen er registrert som til stede hvor arten også er registrert som til stede). Mengden av potensielle observasjonssteder for A_X betegnes $\{X_i\}$; $\{X_i\} \subseteq \{Z_i\}$. Populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_X betegnes $\dot{X} = \{x_i\}$, $i = 1, \dots, N_Y$. Artens betingete prevalens er middelveidien i fordelingen av A_X , μ_X . Estimering av fordelingssegenskaper ved A_X må, liksom for A_Z , gjøres i delutvalget $\{X_k\}$ på grunnlag av observasjonene $X = \{x_k\}$, $k = 1, \dots, n_Y$ ($n > n_Y$ og $N_Y > n_Y$). Dette delutvalget inneholder de n_Y av observasjonsstedene (og observasjonene) i $\{Y_j\}$ der $y_j = 1$. Ved analyse av endringer i tidsseriesdata (x_{kr} ; gjentatte observasjoner av x_k ved tidspunktene τ og $\tau + 1$), er det naturlig å inkludere alle observasjonssteder der naturtypen var til stede både ved begynnelsen og ved slutten av det aktuelle tidsintervallet og hvor arten ble registrert ved minst ett av de to tidspunktene ($y_{\tau} : y_{\tau} + y_{\tau+1} > 0$).

(2c) *Antall av en art eller et annet 'objekt' innenfor en naturtype.* Vi betegner en slik indikatorvariabel A_V . A_V kan for eksempel være antall individer av arten. For tellevariabler knyttet til objekter som kan være til stede eller mangle, er det hensiktsmessig å betrakte alle de N_Y gridrutene der naturtypen I_Y er til stede som potensielle observasjonssteder for A_V , delmengden $\{V_j\}$. Årsaken til dette, er at tellevariabler kan modelleres ved å anta at indikatorvariabelen er Poisson- eller negativt binomialfordelt. Alle disse sannsynlighetsfordelingene er diskrete fordelinger, definert for utfall som er null og positive hele tall (Crawley 2007). Delmengden $\{V_j\}$ av potensielle observasjonssteder er i så fall den samme som for tilstandsvariabelen A_Z og for tilstedeværelsen av arten A_X ($\{X_i\} = \{Z_i\} = \{V_i\}$), det vil si en delmengde av potensielle observasjonssteder for A_Y , $\{Y_i\}$. Populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_V betegnes da $\dot{V} = \{v_i\}$, $i = 1, \dots, N_Y$. Estimering av fordelingssegenskaper ved A_V må, liksom for A_Z og A_X , gjøres i delutvalget $\{V_k\}$ på grunnlag av observasjonene $V = \{v_k\}$, $k = 1, \dots, n_Y$ ($n < n_Y$ og $N_Y > n_Y$). Dette delutvalget inneholder de n_Y av observasjonsstedene (og observasjonene) i $\{Y_j\}$ der $y_j = 1$. Ved analyse av endringer i tidsseriesdata (v_{kr} ; gjentatte observasjoner av v_k ved tidspunktene τ og $\tau + 1$), er det naturlig å inkludere alle observasjonssteder der naturtypen var til stede både ved begynnelsen og ved slutten av det aktuelle tidsintervallet og hvor arten

ble registrert ved minst ett av de to tidspunktene (det vil si $y_{j,t} : y_{j,t} + y_{j,t+1} > 0$).

(3) *En målbar egenskap ved en art eller et annet 'objekt' innenfor en naturtype*, og som bare kan registreres der arten I_x er til stede. Typiske eksempler er demografiske egenskaper som for eksempel frøsetting, spiring, gjennomsnittlig individstørrelse og klonal forretningsrate. Mens A_z , A_x og A_v (indikatorvariabler som hører til hovedgruppe 2) kan observeres der naturtypen I_y er til stede, må to betingelser være oppfylt for at målbare egenskaper ved I_x , som vi vil referere til som indikatorvariabelen A_F , skal kunne registreres. Mengden av potensielle observasjonssteder for A_F , som betegnes $\{F_i\}$, er en delmengde av potensielle observasjonssteder for A_x , $\{X_i\}$ kjennetegnes ved at $x_i = 1$. Populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_F betegnes $\mathbf{F} = \{f_i\}$, $i = 1, \dots, N_x$ der N_x er antallet gridruter der arten I_x er til stede i naturtypen I_y . Estimering av fordelingssegenskaper ved A_F må gjøres i et delutvalg $\{F_j\}$ på grunnlag av observasjonene $\mathbf{F} = \{f_k\}$, $k = 1, \dots, n_x (< n_y \text{ og } < N_x)$. Dette delutvalget inneholder de n_x av observasjonsstedene (og observasjonene) i $\{X_k\}$ der $x_k = 1$. Ved analyse av endringer i tidsseriedata ($f_{k,t}$; gjentatte observasjoner av f_k ved tidspunktene t og $t + 1$), er det naturlig å inkludere alle observasjonssteder der arten var til stede i naturtypen både ved begynnelsen og ved slutten av det aktuelle tidsintervallet.

2.2 Sannsynlighetsveiling av potensielle observasjonssteder på grunnlag av en romlig prediksjonsmodell

Som det er redegjort for i kapittel 5.3.6 i den generelle rapporten, finnes flere ulike måter å iverksette sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder (se f.eks. Theobald et al. 2007). I den generelle rapporten, kapittel 5.3.6 (se også grunnlagsundersøkelsene III–VI), er det også beskrevet hvordan en romlig prediksjonsmodell kan brukes til å estimere reell sannsynlighet for tilstedeværelse av en naturtype (eller art). I dette kapitlet beskrives hvordan den *a priori* kunnskapen om indikatorens fordelingsmønster innenfor definisjonsområdet som kommer til uttrykk gjennom en romlig prediksjonsmodell kan brukes til å bestemme sannsynlighetsvekter for alle potensielle observasjonssteder. Denne *a priori* kunnskapen kan i prinsippet være 'rå' RPPP-verdier (relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse) fra en ikke-evaluert romlig prediksjonsmodell (generell rapport, kapittel 4.2.2), men her tar vi utgangspunkt i at prediksjonsmodellen er evaluert på grunnlag av et uavhengig innsamlet evalueringsdatasett (som beskrevet i generell rapport, kapittel 4.2.6 og i tråd med anbefalingene i generell rapport, kapittel 4.2.5), og at det dermed finnes estimater for TPP (reell sannsynlighet for tilstedeværelse).

Modellestimatene for (reelle) sannsynligheter for tilstedeværelse av de N gridrutene i definisjonsområdet utgjør en vektor $\hat{\mathbf{Q}} = \{\hat{q}_i\}$, $i = 1, \dots, N$. Elementene $\hat{q}_i$ i $\hat{\mathbf{Q}}$ er estimater for sannsynligheten for at indikatoren virkelig finnes på et potensielt observasjonssted i , det vil si sannsynligheten for at $y_i = 1$. På grunnlag av estimatene $\hat{q}_i$ er det mulig å estimere $\hat{p}_i$, sannsynligheten for at en tilfeldig valgt tilstedeværelsesobservasjon er fra observasjonssted i :

$$\hat{p}_i = \frac{P(\text{å trekke en gitt observasjon tilfeldig}) \cdot P(\text{at } i \text{ er en tilstedeværelsesobservasjon})}{P(\text{at en tilfeldig valgt observasjon er en tilstedeværelsesobservasjon})} \quad (1)$$

der $P(B)$ betyr sannsynligheten for at begivenheten B skal inntreffe. Når $\hat{\mathbf{Q}}$ er gitt kan alle elementene i uttrykket for $\hat{p}_i$ estimeres.

$$P(\text{å trekke en gitt observasjon tilfeldig}) = \frac{1}{N} \quad (2)$$

$$P(\text{at } i \text{ er en tilstedeværelsesobservasjon}) = \hat{q}_i \quad (3)$$

Nevneren i uttrykket (1) er indikatorvariabelen A_y sin prevalens, μ_y . Den direkte estimatoren for μ_y , $\tilde{\mu}_y$, er gjennomsnittet av sannsynligheter for tilstedeværelse over de N gridrutene:

$$P(\text{at en tilfeldig valgt observasjon er en tilstedeværelsesobservasjon}) = \tilde{\mu} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \hat{q}_i \quad (4)$$

Setter vi inn for (2), (3) og (4) i (1) får vi

$$\hat{p}_i = \frac{\frac{1}{N} \cdot \hat{q}_i}{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N \hat{q}_i} = \frac{\hat{q}_i}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i} \quad (5)$$

Verdiene $\hat{p}_i$ utgjør en sannsynlighetsfordeling, $\hat{\mathbf{P}} = \{\hat{p}_i\}$, $i = 1, \dots, N$, fordi

$$\sum_{i=1}^N \hat{p}_i = 1 \quad (6)$$

Enhver fordeling $\mathbf{W} = \{w_i\}$ som er definert for alle $i = 1, \dots, N$, inkludert $\hat{\mathbf{P}}$, kan brukes som vektor w_i for å foreta et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder. I generell rapport, kapittel 5.3.6 ble sannsynligheten π_i for at en potensiell observasjon enhet i ($i = 1, \dots, N$) skal bli inkludert i et utvalg $\mathbf{Y}$ definert som funksjon av vektene w_i og antallet observasjoner utvalget skal bestå av, n :

$$\pi_i = \frac{n \cdot w_i}{\sum_{i=1}^N w_i} \quad (7)$$

Når vektene w_i summerer til 1, det vil si representerer en sannsynlighetsfordeling $\mathbf{P} = \{p_i\}$ [jf. (6)] reduseres uttrykket for π_i til

$$\pi_i = n \cdot p_i \quad (8)$$

Vi har da forutsatt at sannsynligheten for å trekke ut et gitt observasjonssted i er den samme for det andre, tredje, fjerde og alle påfølgende observasjonssteder som trekkes ut, som den er for det første observasjonsstedet. I et uttrekk uten tilbakelegging er dette ikke eksakt tilfellet (sannsynligheten følger en hypergeometrisk fordeling), men når N er stor i forhold til n (slik tilfellet alltid vil være i naturovervåkingssammenhenger der definisjonsområdet er Norge eller en norsk landsdel) er dette så nær riktig at denne tilnærmingen er uproblematisk.

Antallet observasjoner i et utvalg er den enkeltfaktoren som øver den sterkeste innflytelsen på presisjonen til estimerer basert på utvalget. Den viktigste parameteren for å beskrive et sannsynlighetsbasert utvalg er derfor c^* , **forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner i utvalget**. c^* er definert som:

$$c^* = \frac{\text{antall tilstedeværelsesobservasjoner i utvalget } \mathbf{Y}}{\text{antall observasjoner i utvalget } \mathbf{Y}} = \frac{n_Y}{n} \quad (9)$$

som kan omformes til en funksjon av p_i og $\hat{q}_i$ ved å bruke at

$$n_Y = \sum_{j=1}^n \hat{q}_j = \sum_{i=1}^N \pi_i \cdot \hat{q}_i \quad (10)$$

Ved å sette inn (10) for n_Y i (9), og bruke (8) får vi:

$$c^* = \frac{n_Y}{n} = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \hat{q}_j = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^N \pi_i \cdot \hat{q}_i = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^N n \cdot p_i \cdot \hat{q}_i = \sum_{i=1}^N p_i \cdot \hat{q}_i \quad (11)$$

Uttrykket (7) for c^* viser at vi kan øke antallet tilstedeværelsesobservasjoner n_Y i et utvalg ved å favorisere potensielle observasjonssteder i med høy estimert sannsynlighet for tilstedeværelse $\hat{q}_i$, det vil si ved å gi høy sannsynlighet for å bli trukket ut (høy p_i) til potensielle observasjon enheter med høy $\hat{q}_i$.

Valg av vektene p_i er essensen i sannsynlighetsbasert datainnsamling. Som eksempel på ulike valg av p_i kan vi bruke den evaluerte utbredelsesmodellen for griseblad i sørøstre Østfold som er beskrevet i kapittel 5. 'Referansesituasjonen' for sannsynlighetsbasert datainnsamling er et helt tilfeldig utvalg av observasjon enheter, der hver potensielle observasjon enhet får samme vekt (2): Bruk av (4) til å omforme (11) gir da:

$$p_i = \frac{1}{N} \Leftrightarrow c^* = \sum_{i=1}^N \frac{1}{N} \cdot \hat{q}_i = \tilde{\mu} \quad (12)$$

Den direkte estimatoren for griseblads prevalens, basert på den romlige prediksjonsmodellen, middelverdien av alle $\hat{q}_i$ ($i = 1, \dots, N$), er $\tilde{\mu} = 0,007$. Arten kan altså forventes å være til stede i mindre enn 1 av 100 tilfeldig uttrukne gridruter i området ($c^* = \tilde{\mu} = 0,007$). Den maksimale andel tilstedeværelsesobservasjoner $c^*_{\max}$ som er mulig å oppnå i et utvalg der vektene for potensielle observasjonssteder er basert på en gitt romlig prediksjonsmodell, bestemmes av hvor god modellen er, det vil si hvor høye de høyeste $\hat{q}_i$ -verdiene fra modellen er. Utbredelsesmodellen for griseblad i kapittel 5 hadde ca. 0,12 som høyeste forventete verdi for $\hat{q}_i$ (for RPPP nær 1; se Fig. 5.3), og gir derfor mulighet for å velge ut potensielle observasjonssteder med $c^* = \hat{q}_i \approx 0,12$. I et slikt utvalg Y kan ca. 12 % av observasjonsstedene (12 i et utvalg på 100) forventes å inneholde griseblad. Et slikt utvalg vil imidlertid bare være representativt for en mindre del av populasjonen av griseblad, og det er sannsynlig at estimerer gjort på grunnlag av dette utvalget ikke vil være representative for hele grisebladpopulasjonen.

Mellom disse to ekstremene finnes mange mellomløsninger (i prinsippet er det også mulig å overrepresentere potensielle observasjonssteder med lav sannsynlighet for tilstedeværelse ved å veie opp potensielle observasjonssteder med lav $\hat{q}_i$, men denne muligheten er ikke relevant i naturovervåkingssammenheng). Én slik mellomløsning er å bruke $\hat{q}_i$, eller hva som i realiteten er det samme, de standardiserte verdiene $\hat{p}_i$, som vekter ved utvelgelsen. Sannsynligheten for at en potensiell observasjonsenhet i blir representert i utvalget Y vil da øke proporsjonalt at den gjennomsnittlige estimerte sannsynligheten for tilstedeværelse av indikatoren i utvalget øker. Et utvalg basert på $\hat{q}_i$ som vekter vil ha en c^* som er høyere enn $\tilde{\mu}$, men lavere enn $\hat{q}_{i,\max}$, noe som vises ved å sette inn for (5) i (11):

$$p_i = \hat{p}_i = \frac{\hat{q}_i}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i} = \frac{\hat{q}_i}{N \sum_{i=1}^N \hat{q}_i} = \frac{\hat{q}_i}{N \cdot \tilde{\mu}}$$

$$c^* = \sum_{i=1}^N p_i \cdot \hat{q}_i = \sum_{i=1}^N \frac{\hat{q}_i}{N \cdot \tilde{\mu}} \cdot \hat{q}_i = \frac{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2}{N \cdot \tilde{\mu}} \quad (13)$$

Uttrykket (13) kan også skrives

$$c^* = \sum_{i=1}^N p_i \cdot \hat{q}_i = \frac{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i} \quad (14)$$

For grisebladeksemplet gir en veiing med $\hat{q}_i$ som vekter $c^* = 0,0255$, det vil si en økning i forventet andel observasjonssteder med griseblad på $3,5 \times$ i forhold til et tilfeldig utvalg av observasjonssteder ($0,0255/0,007 \approx 3,5$). Forholdstallet mellom forventet andel observasjonssteder med tilstedeværelse av en indikator I_Y i et sannsynlighetsbasert utvalg Y , som vi kan betegne c^*_Y , og c^* i et tilfeldig utvalg (som er indikatorens prevalens μ_Y) beskriver i hvor sterk grad potensielle observasjonssteder med høy sannsynlighet for tilstedeværelse blir (over)representert i utvalget. Fordi dette forholdstallet presist beskriver den kanskje viktigste egenskapen ved et sannsynlighetsbasert utvalg, har vi valgt å gi det et eget begrep, **representasjonsforholdet**, som betegnes C^*_Y ;

$$C^*_Y = \frac{c^*_Y}{\mu_Y} \quad (15)$$

I grisebladeksemplet (kapittel 4) er den største mulige overrepresentasjonen med den gitte rimlige prediksjonsmodellen $C^* \approx 0,12/0,007 \approx 17$, mens representasjonsforholdet som svarer til bruk av $\hat{q}_i$ som vekter er noen mindre enn kvadratroten av den maksimalt mulige overrepresentasjonen ($\sqrt{17} \approx 4,1$).

Det finnes ingen *a priori* grunn for å velge akkurat $\hat{q}_i$ (eller $\hat{p}_i$) som vekter. Man kunne for eksempel ha valgt $\hat{q}_i^2$ som satt inn i (11) gir

$$p_i = \frac{\hat{q}_i^2}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2} \text{ og}$$

$$c^* = \sum_{i=1}^N p_i \cdot \hat{q}_i = \sum_{i=1}^N \frac{\hat{q}_i^2}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2} \cdot \hat{q}_i = \frac{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^3}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2} \quad (16)$$

Man kunne også valgt $\hat{q}_i^3$, $\sqrt{\hat{q}_i}$, eller en annen veiing av høy i forhold til lav sannsynlighet for tilstedeværelse $\hat{q}_i$. Mengden av potensielle veiefunksjoner basert på $\hat{q}_i$ (eller $\hat{p}_i$), definert ved s i $\hat{q}_i^s$, $s \in (-\infty, +\infty)$, utgjør en stor familie av veiefunksjoner som kan brukes i sannsynlighetsbasert utvalg for å 'finn stille' C^* .

Akkurat på samme vis som veiing med $s = 1$ er én blant mange mulige veiefunksjoner for sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder, er den aritmetiske middelveiden (gjennomsnittet) én i en stor familie av uttrykk for middelveidi i et utvalg av observasjoner (det harmoniske og det geometriske middelet er eksempler på andre uttrykk for middelveiden, som inngår i denne familien). Det er en interessant parallell mellom familien $\hat{q}_i^s$ av veiefunksjoner for sannsynlighetsbasert utvalg og familien av middelveider. Det generelle uttrykket for middelveiden av orden s ($s \neq 1$), ${}^s\mu(y)$ i et utvalg $\mathbf{Y}$ med n observasjoner ($j = 1, \dots, n$) er gitt av (Hill 1973, Halvorsen & Edvardsen 2009)

$${}^s\mu(y) = \left[\frac{1}{n} \sum_{j=1}^n y_j^{s-1} \right]^{\frac{1}{s-1}} \quad (17)$$

Det er lett å vise at den aritmetiske middelveiden svarer til $s = 2$ (da blir begge eksponenter i uttrykket lik 1) og at det harmoniske middelet svarer til $s = 0$. Uttrykket for ${}^s\mu(y)$ er ikke definert for $s = 1$, men det er mulig å vise at $\lim_{s \rightarrow 1} {}^s\mu(y)$ er det geometriske middelet i fordelingen $\mathbf{Y}$, det vil si at det er naturlig å definere

$${}^1\mu(y) = \frac{1}{n} \prod_{j=1}^n y_j \quad (18)$$

Det er også mulig å vise at $\lim_{s \rightarrow +\infty} {}^s\mu(y) = \max(y)$ og at $\lim_{s \rightarrow -\infty} {}^s\mu(y) = \min(y)$.

Analogien mellom familien av uttrykk for middelveiden og veiefunksjoner basert på $\hat{q}_i^s$ kommer klart til uttrykk når vi sammenlikner uttrykkene for c^* basert på $\hat{q}_i$ med c^* basert på $\hat{q}_i^2$; henholdsvis (14) og (15):

$${}^1c^* = \frac{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i} \text{ og } {}^2c^* = \frac{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^3}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^2},$$

Med $(\hat{q}_i)^s$ som vekt, blir

$${}^sc^* = \frac{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^{s+1}}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^s} \quad (19)$$

Tilfeldig utvelgelse av observasjonssteder svarer til $s = 0$ fordi nevneren i uttrykket blir en sum av N 1'ere slik at ${}^0c^* = \hat{\mu}$. Også negative verdier for s (og desimalverdier) gir mening. Vi vil derfor som **veiefunksjonen av orden s** , basert på en romlig prediksjonsmodell, definere vektoren av standardiserte vektor basert på de estimerte sannsynlighetene for tilstedeværelse, $\hat{q}_i^s$. Disse vektene er gitt av sannsynlighetsfordelingen ${}^s\mathbf{P} = \{p_i\}$ og den tilhørende andelen tilstedeværelsesobservasjoner er gitt av ${}^sc^*$;

$${}^sp_i = \frac{\hat{q}_i^s}{\sum_{i=1}^N \hat{q}_i^s} \quad (20)$$

Det tilhørende representasjonsforholdet (uttrykk 15) kan skrives som

$${}^s C^* = \frac{{}^s c^*}{{}^0 c^*} = \frac{{}^s c^*}{\mu_Y} \quad (21)$$

En romlig prediksjonsmodell kan altså brukes til sannsynlighetsbasert utvalgelse av observasjonssteder på en standardisert måte, med full kontroll på den forventete andelen tilstedeværelsesobservasjoner ${}^s c^*$ i utvalget (innenfor de rammer modellens evne til prediksjon av tilstedeværelse av det modellerte naturfenomenet setter).

3 Simuleringsstudium av sannsynlighetsbasert datainnsamling

For å svare på spørsmålene om hvilke indikatorvariabler som egner seg for overvåking med sannsynlighetsbasert datainnsamling, hvilke estimatorer egner seg for estimering av indikatorvariabelegenskaper i sannsynlighetsbaserte utvalg og hvordan informasjon som er basert på sannsynlighetsbasert datainnsamling kan generaliseres til arealrepresentative tall, har vi gjennomført et simuleringsstudium. Simuleringsstudiet blir beskrevet i dette kapitlet. Notasjonen i kapittel 2 blir konsekvent benyttet. Alle beregninger, med unntak av estimatoregenskapene i kapittel 3.3 som ble gjort i Microsoft Excel, ble utført ved hjelp av R versjon 2.11 (Anonym 2010).

3.1 Materiale og metoder

3.1.1 Simulering av indikatorvariabler og prediksjonsmodell

Simuleringsstudiens definisjonsområde er et større landområde som er griddet til $N = 100\,000$ gridruter. Hver gridrute er et potensielt observasjonssted for indikatoren I_Y , en sjelden naturtype. Hele populasjonen av alle potensielle observasjonssteder for A_Y betegnes $\{Y_i\}$ og populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_Y er $\mathbf{Y} = \{y_i\}$, $i = 1, \dots, N$. Vi forutsetter at det finnes en romlig prediksjonsmodell for tilstedeværelse av I_Y , det vil si at det finnes en vektor med estimerte sannsynligheter for tilstedeværelse (TPP-verdier) $\hat{\mathbf{Q}} = \{\hat{q}_i\}$ som er definert for alle $\{Y_i\}$, det vil si for $i = 1, \dots, N$. Modellen gir grunnlag for å beregne naturtypens prevalens μ_Y ved bruk av likning (4). I simuleringsstudiet ble prevalensen satt til 0,02, det vil si at det forventete antallet potensielle observasjonssteder der I_Y er til stede ($y_i = 1$) er $N_Y = 2\,000$. For å simulere en realistisk situasjon med en middels god prediksjonsmodell, valgte vi å sette det maksimale representasjonsforholdet ${}^{+\infty}C^*$ lik 10 (jf. grisebladmodellen som har ${}^{+\infty}C^* = 17$). Det svarer til en maksimal forventet sannsynlighet for tilstedeværelse

$$\hat{q}_{i,\max} = 10 \cdot \mu_Y = 10 \cdot 0,02 = 0,2$$

Plasseringen av dette datasettet i figuren som viser sammenhenger mellom indikatoregenskaper og egnethet for ulike utvalgsmetoder (Fig. 1.17) er vist i Fig. 2. Representasjonsforholdet ${}^1C^* \approx 5$ (0,10/0,02), mens det for grisebladmodellen i kapittel 4 var ca. 3,5. Dette viser at det ikke finnes noen fast, enkel funksjonell sammenheng mellom representasjonsforholdet ved en gitt verdi av s og ved $s = +\infty$, men at denne sammenhengen avhenger av fordelingssegenskapene til de estimerte sannsynlighetene for tilstedeværelse $\hat{\mathbf{Q}} = \{\hat{q}_i\}$ – maksimal mulig overrepresentasjon var 10 for den simulerte naturtypen og ca. 17 for griseblad.

For å spesifisere en realistisk vektor $\hat{\mathbf{Q}}$ tok vi utgangspunkt i Pearce & Ferrier (2000) sin metode for å estimere TPP (q) som funksjon av RPPP [relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse, som blir betegnet $\mathbf{T} = \{t_i\}$, $t_i \in (0,1)$]. Denne metoden, som gjør bruk av logistisk regresjonsanalyse, er den samme som ble benyttet i grisebladundersøkelsen (se kapittel 5.3.2), og innebærer at $\logit(q)$ modelleres som en lineær funksjon av t :

$$\ln \frac{q}{1-q} = \beta_1 t + \beta_0$$

$$q(t) = \frac{e^{\beta_1 t + \beta_0}}{1 + e^{\beta_1 t + \beta_0}} \quad (22)$$

Vi antok, for enkelhets skyld, at RPPP-verdiene var uniformt fordelt, det vil si at

$$t = \frac{i - 0,5}{100000} \quad (23)$$

Parameterne i modellen (22), β_1 og β_0 ble bestemt slik at de to kravene, (1) at for $i = 100\,000$, det vil si for $t = 0,999995$, er $\hat{q}(t) = 0,2$ og (2) at $\sum_{i=1}^{100000} \hat{q}(z(i)) = 2\,000$, ble oppfylt.

Krav (1) innsatt i (22) gir

$$q(0,999995) = 0,2$$

$$\frac{e^{0,999995 \beta_1 + \beta_0}}{1 + e^{0,999995 \beta_1 + \beta_0}} = 0,2$$

som kan omformes til

$$\beta_0 = -1,386294 - 0,999995 \beta_1 \quad (24)$$

Setter vi (24) inn for β_0 i uttrykket (22) for $q(t)$, får vi:

$$\hat{q}(t) = \frac{e^{\beta_1 t - 0,999995 \beta_1 - 1,386294}}{1 + e^{\beta_1 t - 0,999995 \beta_1 - 1,386294}} \quad (25)$$

Stigningstallet $\beta_1 = 11,1576$ ble funnet ved manuell iterasjon i R. Den tilhørende verdien av $\beta_0 = -12,5438$. Innsatt i (25) gir dette

$$\hat{q}(t) = \frac{e^{11,157562 t - 12,5438}}{1 + e^{11,157562 t - 12,5438}} \quad (26)$$

Vi genererte 10 sett av simulerte observasjoner av indikatorvariabelen $A_{Y_u}, \dot{Y}_u, u = 1, \dots, 10$. Hvert sett $\dot{Y}_u$ besto av 100 000 binomiske forsøk [R-kommandoen `rbinom(100000, 1,  $\hat{q}(t)$ )`] hvor sannsynligheten for tilstedeværelse i forsøk i var $\hat{q}(t(i))$ gitt av (23) innsatt i (26). Antallet tilstedeværelsesobservasjoner N_{Y_u} i de 10 datasettene varierte mellom 1 933 og 2 048, med en middsverdi på 1 976. Det ble vurdert som akseptabelt, gitt at det forventete antallet tilstedeværelsesobservasjoner var 2 000.

Derneft simulerte vi indikatorvariabelen totalt nitrogeninnhold i humuslaget. Dette er en indikatorvariabel av type (2), jf. kapittel 2.1, som vi betegner A_Z . Den er bare definert på de N_Y stedene der naturtypen I_Y finnes. Mengden av potensielle observasjonssteder for A_Z betegnes $\{Z_i\}$, og populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_Z betegnes $\mathbf{Z} = \{z_i\}, i = 1, \dots, N_Y$. Indikatorvariabelen A_Z ble simulert med to ulike fordelinger, A_{ZC} med konstant forventning for z_i for alle potensielle observasjonssteder (alle gridruter der naturtypen er til stede) og A_{ZM} med lineær økning i forventning for z_i som funksjon av $\hat{q}_i$. Indikatorvariablene A_{ZC} og A_{ZM} simulerer to ulike situasjoner med klar referanse til den gradientanalytiske forståelsen av hva en naturtype egentlig er (generell rapport, kapittel 3.2, se Fig. 1.2). I henhold til denne naturtypeforståelsen, forventes sannsynligheten for at naturtypen I_Y skal være tilstede i ei gridrute (det vil si $\hat{q}_i$) å øke fra begge sider langs hver viktige økoklin inn mot midten av det intervallet naturtypen okkuperer ('naturtypens optimum'). Indikatorvariabelen A_{ZC} simulerer en situasjon hvor definisjonsområdet for undersøkelsen inkluderer hele variasjonsbredden i totalt nitrogeninnhold innenfor den aktuelle naturtypen (gjørne også andre naturtyper karakterisert ved lavere og/eller høyere nitrogeninnhold), og naturtypens sannsynlighet for tilstedeværelse har en symmetrisk relasjon til totalt nitrogeninnhold i naturtypen omkring nitrogenverdien som gir høyest sannsynlighet for tilstedeværelse. Dette svarer til at naturtypens 'respons' på økoklinen er symmetrisk og unimodal. Dette vil for eksempel kunne være tilfellet for grunntypen svak lågurtskog i et definisjonsområde som inkluderer både småbregneskog og lågurtskog (jf. Fig. 1.2). Indikatorvariabelen A_{ZM} simulerer en situasjon hvor variasjonen i A_Z i undersøkelsens definisjonsområde bare inkluderer en del av variasjonsbredden innenfor den aktuelle naturtypen, men ikke naturtypens optimum. Med referanse til

Fig. 1.2 kan dette eksemplifiseres av grunntypen kalklågurtskog i et definisjonsområde som inkluderer alle grunntyper av fastmarksskogsmark fra blåbærskog til lågurtskog.

For hvert av de 10 settene av simulerte observasjoner av indikatorvariabelen A_Y , $\dot{Y}_u$, simulerte vi et tilhørende sett av observasjoner av hver av A_{ZC} og A_{ZM} , $\dot{Z}_{C,u} = \{z_{C,ui}\}$, $i = 1, \dots, N_{Y,u}$, og $\dot{Z}_{M,u} = \{z_{M,ui}\}$, $i = 1, \dots, N_{Y,u}$. Begge indikatorvariablene A_{ZC} og A_{ZM} ble simulert som *zero-skewness* transformerte og rangerte variabler (Økland et al. 2001), det vil at variabelverdiene $z \in [0, 1]$. Hvert sett av observasjoner $\dot{Z}_{C,u}$ besto derfor av $N_{Y,u}$ tall $z_{C,ui}$, trukket tilfeldig fra en uniform fordeling [R- kommandoen `runif`] med grenseverdier 0 og 1. Middelverdien i populasjonene $\dot{Z}_{C,u}$ varierte mellom 0,4872 og 0,5036, med en totalmiddelværdi på 0,4967. Hvert av settene av observasjoner $\dot{Z}_{M,u}$ besto også av $N_{Y,u}$ tall $z_{M,ui}$, men disse ble trukket fra en uniform fordeling med grenseverdier som var en funksjon av $\hat{q}(t)$; laveste grense $\frac{t}{2}$ og høyeste grense $\frac{t}{2} + 0,5$. Verdiene for $z_{M,u}$ lå derfor i intervallet 0–0,5 når t (og $\hat{q}(t)$) var nær 0, mens $z_{M,u}$ lå i intervallet 0,5–1,0 når t var nær 1 (og $\hat{q}(t)$ var nær 0,2). Fordi sannsynligheten for tilstedeværelse av A_Y , $\hat{q}(t)$, øker eksponentielt med t , er fordelingene $\dot{Z}_{M,u}$ skjeve med hale mot venstre (som i Fig. 6.3). Middelverdien i populasjonene $\dot{Z}_{M,u}$ varierte derfor mellom 0,6981 og 0,7081, med en totalmiddelværdi på 0,7030.

Deretter simulerte vi indikatorvariabelen I_X , tilstedeværelse av en art innenfor naturtypen I_Y . Denne indikatorvariabelen er av type (3), jf. kapittel 2.1, og betegnes A_X . Liksom A_Z er den bare definert på de N_Y stedene der naturtypen I_Y finnes. Mengden av potensielle observasjonssteder for A_X betegnes $\{X_i\}$, og populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_X betegnes $\dot{X} = \{x_i\}$, $i = 1, \dots, N_Y$.

$$x_i = \begin{cases} 1 & \text{hvis } I_X \text{ er til stede} \\ 0 & \text{hvis } I_X \text{ ikke er til stede.} \end{cases}$$

Artens betingete prevalens μ_X er middelværdien i fordelingen $\dot{X}$. Med bakgrunn i samme betraktninger som for indikatorvariabelen A_Z ble A_X simulert med to ulike fordelinger, A_{XC} med konstant forventning for x_i for alle potensielle observasjonssteder (alle gridruter der naturtypen er til stede) og A_{XM} med lineær økning i forventning for x_i som funksjon av $\hat{q}_i$. Indikatorvariabelen A_{XC} simulerer en situasjon hvor variasjonen i A_X (sannsynlighet for tilstedeværelse av arten I_X) enten er (a) konstant innenfor naturtypen eller (b) artens respons på viktige økokliner innenfor det intervallet naturtypen okkuperer langs de viktige økoklinene er symmetrisk og unimodal, sammenfaller med naturtypens 'respons' på de samme økoklinene (se Fig. 1.2) og definisjonsområdet inkluderer hele variasjonsbredden innenfor den aktuelle naturtypen. Indikatorvariabelen A_{ZM} simulerer en situasjon hvor artens respons ikke faller sammen med naturtypens 'respons' eller bare en del av variasjonsbredden innenfor den aktuelle naturtypen, men ikke naturtypens optimum, er inkludert i definisjonsområdet. Av Fig. 1.2. framgår at A_{XM} er den vanlige situasjonen, og at A_{XC} vil representere et spesialtilfelle [i figuren er hvitveis (*Anemone nemorosa*) i lågurtskog nærmest til å passe til A_{XC} .]

For hvert av de 10 settene av simulerte observasjoner av indikatorvariabelen A_Y , $\dot{Y}_u$, simulerte vi et tilhørende sett av observasjoner av hver av A_{XC} og A_{XM} , $\dot{X}_{C,u} = \{x_{C,ui}\}$, $i = 1, \dots, N_{Y,u}$, og $\dot{X}_{M,u} = \{x_{M,ui}\}$, $i = 1, \dots, N_{Y,u}$. Indikatorvariabelen A_{XC} ble simulert med en konstant prevalens $\mu_X = 0,4$ i hvert sett $\dot{X}_{C,u}$, som følgelig besto av $N_{Y,u}$ tall $x_{C,ui}$, trukket tilfeldig fra en binomial fordeling [R- kommandoen `rbinom`] med sannsynlighet for tilstedeværelse i hvert forsøk lik 0,4. Middelverdien i populasjonene $\dot{X}_{C,u}$ varierte mellom 0,3701 og 0,4201, med en totalmiddelværdi på 0,3964. Hvert av settene av observasjoner $\dot{X}_{M,u}$ besto også av $N_{Y,u}$ tall $x_{M,ui}$, men disse ble trukket fra en binomial fordeling der sannsynligheten for tilstedeværelse i hvert forsøk var en funksjon av $\hat{q}(t)$. Sammenhengen mellom $\hat{q}_i$ og den binomiale sannsynligheten ble fastlagt slik at forventningen for $x_{M,u}$ økte fra 0,1 når t (og $\hat{q}(t)$) var nær 0 til 0,9 når t var nær 1 (og $\hat{q}(t)$ var nær 0,2). Dessuten skulle middelværdien for arten, gitt at naturtypen hadde hatt lik sannsynlighet for tilstedeværelse i hele definisjonsområdet, være 0,4. Disse betingelsene oppfylles når sannsynligheten for tilstedeværelse i binomialfordelingen settes lik $0,8t^{8/3} + 0,1$. Fordi sannsynligheten for tilstedeværelse av A_Y , $\hat{q}(t)$, øker eksponentielt med t , er fordelingene $\dot{X}_{M,u}$ skjeve med hale mot venstre. Middelverdien i populasjonene $\dot{X}_{M,u}$ varierte mellom 0,7155 og 0,7429, med en totalmiddelværdi på 0,7309.

Til sist simulerte vi indikatorvariabelen I_V , antall individer av arten I_X innenfor naturtypen I_Y . Denne indikatorvariabelen er av type (4), jf. kapittel 2.1, og betegnes A_V . Liksom A_X og A_Z er den bare definert på de N_Y stedene der naturtypen I_Y finnes, men som andre tellevariabler gir observert verdi = 0 på observasjonssteder der I_Y finnes men I_X mangler, god mening. Mengden av potensielle observasjonssteder for A_V betegnes $\{V_i\}$, og populasjonen av alle potensielle observasjoner av A_V betegnes $\dot{V} = \{v_i\}$, $i = 1, \dots, N_Y$.

Med bakgrunn i samme betraktninger som for indikatorvariabelen A_X ble A_V simulert med to ulike fordelinger, A_{VC} med konstant forventning for v_i for alle potensielle observasjonssteder (alle gridruter der naturtypen er til stede) og A_{VM} med økning i forventningen for v_i som funksjon av $\hat{q}_i$. Betraktningene om hvilke situasjoner indikatorvariablene A_{XC} og A_{XM} representerer, er direkte overførbare til A_{VC} og A_{VM} .

For hvert av de 10 settene av simulerte observasjoner av indikatorvariabelen A_Y , $\dot{Y}_u$, simulerte vi et tilhørende sett av observasjoner av hver av A_{VC} og A_{VM} , $\dot{V}_{C,u} = \{v_{C,ui}\}$, $i = 1, \dots, N_{Y,u}$, og $\dot{V}_{M,u} = \{v_{M,ui}\}$,

$i = 1, \dots, N_{Y,u}$. Det er vanlig å modellere biologiske tellevariabler ved bruk av Poissonfordelingen som har varians lik forventning. Ofte har imidlertid indikatorvariabler som for eksempel individtall mye større variabilitet enn Poissonfordelingen spesifiserer; de er overdisperserte (Crawley 2007). I særdeleshet er dette tilfellet for tellevariabler som inneholder mange nuller, som modelleres bedre ved bruk av den negative binomialfordelingen, som er en to-parameterfordeling (Crawley 2007). Den negative binomialfordelingen kan parametriseres på flere ulike måter; vi har fulgt R og parametrisert fordelingen ved hjelp av forventningen μ og dispersjonsparameteren θ . For at indikatorvariabelen A_V skal representere samme indikatorarten I_X som er modellert som indikatorvariabelen A_X , ville vi modellere A_{VC} og A_{VM} med samme sannsynlighet for tilstedeværelse (prevalens $\mu_X = 0,4$) og fravær (0,6) som A_{XC} . Videre satte vi middelveiden til 2, hvilke skulle tilsi et gjennomsnittlig individantall $\bar{v}_{i: X=1} = \frac{2}{0,4} = 5$ for potensielle observasjonssteder der arten I_X er til stede. Sannsynligheten for tilstedeværelse (r) i et enkeltforsøk er gitt av μ og θ som følger:

$$r = \frac{\theta}{\theta + \mu} \quad (27)$$

Crawley (2007) viser at en negativ binomialfordeling med sannsynlighet for ikke-tilstedeværelse $P(0) = 0,6$ må tilfredsstille

$$P(0) = \left(1 + \frac{\mu}{\theta}\right)^{-\theta} = \left(1 + \frac{2}{\theta}\right)^{-\theta} \quad (28)$$

for $\mu = 2$. Ved manuell iterasjon ble den tilhørende verdien $\theta = 0,2219$ funnet. Hvert sett $\dot{X}_{C,u}$ av observasjoner av indikatorvariabelen A_{VC} besto følgelig av $N_{Y,u}$ tall $v_{C,u}$, trukket tilfeldig fra en negativ binomial fordeling [R- kommandoen `rnbinom`] med $\mu = 2$ og $\theta = 0,2219$. Middelveiden i populasjonene $\dot{V}_{C,u}$ varierte mellom 1,9284 og 2,1591, med en totalmiddelveid på 2,0183. Hvert av settene av observasjoner $\dot{V}_{M,u}$ besto også av $N_{Y,u}$ tall $x_{M,u}$, men disse ble trukket fra en negativ binomial fordeling der sannsynligheten for tilstedeværelse i hvert forsøk var en funksjon av $\hat{q}(t)$. For at A_{VM} skulle tilsvare A_{XM} best mulig, ønsket vi at $P(0) = 0,1$ ved $t = 0$ og at $P(0) = 0,9$ ved $t = 1$, samtidig som forventningen for $\dot{V}_{M,u}$ $\mu = 2$ dersom naturtypen hadde hatt lik sannsynlighet for tilstedeværelse i hele definisjonsområdet. Disse betingelsene ble oppfylt oppfylles av en negativ binomialfordeling med $\mu = 0,4 + 3,2t$ og $\theta = 0,045 + 2,71t$. Fordi sannsynligheten for tilstedeværelse av A_Y , $\hat{q}(t)$, øker eksponentielt med t , er fordelingene $\dot{V}_{M,u}$ skjeve med hale mot venstre. Middelveiden i populasjonene $\dot{V}_{M,u}$ varierte mellom 3,2916 og 3,3733, med en totalmiddelveid på 3,3184.

3.1.2 Sannsynlighetsbasert utvalg fra simulerte datasett

For hver av de 10 populasjonene ($u = 1, \dots, 10$) av simulerte observasjoner av tilstedeværelse av naturtypen I_Y (indikatorvariabelen A_Y), $\dot{Y}_u$, med tilhørende populasjoner av simulerte observasjoner av totalt nitrogeninnhold i humuslaget (indikatorvariabelene A_{ZC} og A_{ZM}), $\dot{Z}_{C,u}$ og $\dot{Z}_{M,u}$, av tilstedeværelse av arten I_X i naturtypen I_Y (indikatorvariabelene A_{XC} og A_{XM}), $\dot{X}_{C,u}$ og $\dot{X}_{M,u}$, og av individantall for arten I_X i naturtypen I_Y (indikatorvariabelene A_{VC} og A_{VM}), $\dot{V}_{C,u}$ og $\dot{V}_{M,u}$, ble for hver av verdiene $s = 0$ (tilfeldig utvalg), 0,5 (veiling med kvadratroten av naturtypens sannsynlighet for tilstedeværelse $\hat{q}_i$ som vektor), 1 (veiling med naturtypens sannsynlighet for tilstedeværelse $\hat{q}_i$ som vektor) og 2 (veiling med kvadratet av naturtypens sannsynlighet for tilstedeværelse $\hat{q}_i$ som vektor), foretatt en serie av 10 sannsynlighetsbaserte utvalg ($u = 1, \dots, 10$), hvert utvalg bestående av $n = 100$ observasjonssteder. For indikatorvariabelen A_Y ble også en serie av 10 sannsynlighetsbaserte utvalg laget for $s = 5$. Hvert sannsynlighetsbaserte utvalg ${}^s\dot{D}_v$ ble definert av en vektor ${}^s\dot{D}_v = \{ {}^s d_{vi} \}$ som besto av utfallene av 100 000 binomiske forsøk [R-kommandoen `rnbinom(100000, 1, n \cdot {}^s p_i)`], der vektene ${}^s\dot{P} = \{ {}^s p_i \}$ var gitt av (20). I henhold til (8) gir dette en fordeling med forventet antall treff, ${}^s d_{vi} : {}^s d_{vi} = 1$, lik n . Ved simulering av ${}^s\dot{D}_v$ varierte antallet treff mellom ca. 80 og ca. 120. Bare sannsynlighetsbaserte utvalg der summen av ${}^s d_{vi}$ over alle $i = 1, \dots, 100\,000$ var eksakt lik 100 ble akseptert. Sannsynlighetsbaserte utvalg for hver av indikatorvariabelene, ble laget ved å multiplisere (skalarproduktet mellom) vektoren ${}^s\dot{D}_v$ og vektoren med observasjoner av den aktuelle indikatorvariabelen. De 10 parallelle sannsynlighetsbaserte utvalgene for hver kombinasjon av indikatorvariabel og orden s av veiefunksjonen, besto av de 100 observasjonsstedene $j = 1, \dots, 100$ som hadde verdi ${}^s d_{vj} = 1$. Disse utvalgene blir betegnet ${}^s\mathbf{Y}_{uu}$, ${}^s\mathbf{Z}_{C,uu}$ etc., der $u = 1, \dots, 10$ og $v = 1, \dots, 10$.

3.1.3 Estimering

To ulike estimatorer, **den direkte estimatoren** $\tilde{\mu}$ og **Horvitz-Thompson estimatoren** $\check{\mu}$ (Horvitz & Thompson 1952), ble benyttet til å estimere forventningen (middelverdien) for hver av de sju indikatorvariablene A_Y , A_{ZC} , A_{ZM} , A_{XC} , A_{XM} , A_{VC} og A_{VM} . Estimatorene ble beregnet ved for hver kombinasjon av 7 indikatorvariabler, 4 (5 for indikatorvariabelen A_Y) ulike veiefunksjoner, 10 simulerte datasett ($u = 1, \dots, 10$) og 10 sannsynlighetsbaserte utvalg ($v = 1, \dots, 10$).

Den direkte estimatoren $\tilde{\mu}_Y$ for indikatorvariabelen A_Y , basert på utvalget $^sY_{uv} = \{y_{suu,j}\}$, er gjennomsnittet av de 100 observasjonene i utvalget:

$$\tilde{\mu}_Y = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n y_j \quad (29)$$

mens Horvitz-Thompson estimatoren for samme utvalg er gitt av

$$\check{\mu}_Y = \frac{1}{n} \sum_{j=1}^n \frac{y_j}{\pi_j} = \frac{1}{N \cdot n} \sum_{j=1}^n \frac{y_j}{p_j} \quad (30)$$

fordi, i henhold til (8), $\pi_j = p_j \cdot n$.

For alle de seks andre indikatorvariablene ble den direkte estimatoren på tilsvarende måte beregnet som et gjennomsnitt, men bare av det delutvalget av n_Y observasjoner i $\{Y_j\}$ der naturtypen forekom. For eksempel er da for indikatorvariabelen A_X $\tilde{\mu}_X$ gitt av

$$\tilde{\mu}_X = \frac{1}{n_Y} \sum_{j=1}^{n_Y} x_j \quad (31)$$

mens Horvitz-Thompson estimatoren for samme indikatorvariabel er gitt av

$$\check{\mu}_X = \frac{1}{N_Y} \sum_{j=1}^{n_Y} \frac{y_j}{\pi_j} = \frac{1}{N_Y \cdot n_Y} \sum_{j=1}^{n_Y} \frac{y_j}{p_j} \quad (32)$$

For $s = 0$, det vil si tilfeldig utvalg, er de to estimatorene like fordi alle vektene π_j er like.

3.1.4 Sammenlikning av estimater

Simuleringsundersøkelsen resulterte i til sammen 5800 estimater for forventningen i 2900 utvalg, det vil si 100 replikater for hver kombinasjon av de to estimatorene, sju indikatorvariabler og fire (fem for indikatorvariabelen A_Y) veiefunksjoner. For hver av disse kombinasjonene ble det for mengden av 100 middelverdiestimer ($h = 1, \dots, m$) beregnet fire fordelingsparametre for å karakterisere estimatene. Disse fire fordelingsparametrene representerer kombinasjoner av absolutte og relative mål (Dixon et al. 2005) for forventningsavvik eller forventningsfeil (*bias*; avvik fra populasjonens sanne forventning; Box 1971) og spredning (omkring gjennomsnittsverdien; Sokal & Rohlf 1995). Relative mål uttrykker bias eller standardfeil som andeler av forventningen eller et estimat for forventningen. De fire parametrene er **bias**, det vil si estimatorens avvik fra den sanne verdien for populasjonsmiddelet, gitt av

$$B = |\hat{\mu} - \mu|; \quad (33)$$

standardisert bias, det vil si estimatorens avvik fra den sanne verdien for populasjonsmiddelet, uttrykt som andel av populasjonsmiddelet,

$$BS = \frac{|\hat{\mu} - \mu|}{\mu}; \quad (34)$$

standardfeilen, det vil si standardavviket til et estimat for middelverdien, gitt av

$$SF = \sqrt{\frac{\sum_{h=1}^m (\hat{\mu}_h - \hat{\mu})^2}{m(m-1)}}; \text{ og} \quad (35)$$

der $\hat{\mu}$ er gjennomsnittet av de m estimatene, og **variasjonskoeffisienten**, uttrykt som andel av gjennomsnittet av estimatene,

$$VK = \sqrt{\frac{\sum_{h=1}^m (\hat{\mu}_h - \hat{\mu})^2}{\hat{\mu}^2 (m-1)}}. \quad (36)$$

En god estimator er forventningsrett (lavt bias og standardisert bias) og har liten spredning (lav SF og VK). Verdiene for disse fire parameterne er imidlertid knapt sammenliknbare mellom de sju indikatorvariablene, fordi de i stor grad influeres av indikatorvariablenes fordelingsegenskaper. For å finne eventuelle generelle mønstre i hvor gode de to estimatorene er for ulike veiefunksjoner i sannsynlighetsbaserte utvalg, rangerte vi for hver kombinasjon av to parametre (BS og VK) og hver av de sju indikatorvariablene de sju unike kombinasjonene (for $s = 0$ er de to estimatorene like) av to estimatører og fire veiefunksjoner ($s = 0, 0,5, 1$ og 2) fra 1 til 7 (1 er best og 7 er dårligst). For hver parameter regnet vi ut gjennomsnittlig rang for alle kombinasjoner av estimator og veiefunksjon.

For å kvantifisere den relative betydningen av estimatorvalg og valg av veiefunksjon for hvor gode estimatene blir, gjorde vi variansanalyse (ANOVA) med de to vektorene for BS og VK, hver med 56 ranger, som responsvariabler og med de to faktorvariablene 'estimator' (med to nivåer) og 'veiefunksjon' (med fire nivåer) som prediktorer. Datasettet utgjør et fullstendig faktorielt utvalg med sju blokker, slik at prediktorene er uavhengig av hverandre. Prediktorene ble først testet enkeltvis med nullmodellen (modellering av middelerdien) som referanse. En modell med begge prediktorene og interaksjonen mellom dem ble testet mot en modell med begge prediktorene, men uten interaksjoner når begge prediktorene enkeltvis forklarte en signifikant andel av variasjonen i responsvariabelen.

Sammenlikning mellom de to estimatorene, for eksempel mellom indikatorvariabler med ulike fordelingsegenskaper, ble gjort ved parvis sammenlikning mellom parametrene BS og VK mellom estimator basert på samme veiefunksjon i det sannsynlighetsbaserte utvalget.

Antallet par der hver av estimatorene var best ble så talt opp. Dersom det ikke er forskjell mellom estimatorene, forventes samme antall par hvor hver estimator er best, det vil si $P = 0,5$ i hvert par. Nullhypotesen at det ikke er forskjell ble testet mot den tosidige alternativhypotesen ved bruk av den eksakte binomialtesten (R-funksjonen `binom.test`).

3.2 Resultater

Resultater av simuleringsundersøkelsene er oppsummert i Tabell 1, som viser verdier for de ulike fordelingsparametrene for hver kombinasjon av to estimatører, sju indikatorvariabler og fire (fem for indikatorvariabelen A_y) veiefunksjoner. Hovedmønstrene i denne tabellen framgår av Tabell 2–3, som viser gjennomsnittlig rang for parametrene standardisert bias (SB) og variasjonskoeffisienten (VK) for alle kombinasjoner av estimator og veiefunksjon, og Tabell 4 som viser resultatet av variansanalysen av disse rangene, med estimator og veiefunksjon som prediktorer.

3.2.1 Forventningsfeil i estimatene

Variansanalysen (Tabell 4) viste ingen systematisk variasjon i estimatenes forventningsfeil (standardisert bias, SB) mellom estimatorene. Variasjonen i gjennomsnittlig rang (Tabell 2) viste heller ingen klare forskjeller. Inspeksjon av Tabell 1 viser imidlertid at disse analysene skjuler en konsistent forskjell mellom estimatorene med hensyn til forventningsfeil mellom indikatorvariabler hvor forventningen ikke er avhengig av estimert sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_y , det vil si A_y (etter korreksjon for representasjonsforholdet, som anses kjent), A_{zc} , A_{xc} og A_{vc} ('C-indikatorvariabler') og indikatorvariabler hvor forventningen øker som funksjon av estimert sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_y , det vil si A_{zm} , A_{xm} og A_{vm} ('M-indikatorvariabler'). For 'C-indikatorvariablene' hadde Horvitz-Thompson estimatoren større forventningsfeil enn den direkte estimatoren for 11 av 13 par av estimator med veiefunksjon av samme orden), hvilket svarer til $P = 0,02246$ i den eksakte, tosidige binomialtesten. Forskjellen i forventningsfeil

Tabell 1. Oversikt over egenskaper ved estimatorer for sju ulike indikatorvariabler i en populasjon av 100 000 potensielle observasjonsteder. Indikatorvariabelen A_Y angir tilstedeværelse (1) eller ikke-tilstedeværelse (0) av naturtypen I_Y , og er simulert med prevalens = 0,02. A_Z angir en kontinuerlig miljøvariabel (totalt nitrogeninnhold i humuslaget), A_X angir tilstedeværelse eller fravær av en art I_X i naturtypen I_Y , og A_V angir antall individer av art I_X i naturtypen I_Y . Hver av indikatorvariablene A_Z , A_X og A_V er simulert med to fordelinger, konstant middelværdi (C) og middelværdi som øker med økende sannsynlighet for tilstedeværelse av Y (M); A_{ZC} , A_{ZM} og A_{XC} , A_{XM} , A_{VC} og A_{VM} . s = veiefunksjonens orden. C^* = representasjonsforholdet. Den direkte estimatoren $\tilde{\mu}$ er middelværdien av observasjonene i utvalget, regnet ut uten hensyn til eventuelle vektorer i det sannsynlighetsbaserte utvalget, men kompensert for representasjonsforholdet (bare relevant for indikatorn A_Y). Horvitz-Thompson estimatoren $\check{\mu}$ tar hensyn til vektene i det sannsynlighetsbaserte utvalget. De fem egenskapene som er angitt for hver estimator er middelværdien ($\tilde{\mu}$ og $\check{\mu}$) for 100 kombinasjoner av 10 simulerte datasett og 10 sannsynlighetsbaserte utvalg; bias [$B(\tilde{\mu})$ og $B(\check{\mu})$], standardisert bias [$SB(\tilde{\mu})$ og $SB(\check{\mu})$], standardfeil [$SE(\tilde{\mu})$ og $SE(\check{\mu})$] og variasjonskoeffisienten, uttrykt som andel [$VK(\tilde{\mu})$ og $VK(\check{\mu})$]. Laveste verdi for SB og VK for hver indikatorvariabel er angitt med fete typer, laveste verdi innenfor serien av estimater basert på samme estimator er angitt i kursiv.

Indikator- variabel		Populasjon		Direkte estimator					Horvitz-Thompson estimator					
Var	s	C*	μ	m	$\tilde{\mu}$	B($\tilde{\mu}$)	SB($\tilde{\mu}$)	SE($\tilde{\mu}$)	VK($\tilde{\mu}$)	$\check{\mu}$	B($\check{\mu}$)	SB($\check{\mu}$)	SE($\check{\mu}$)	VK($\check{\mu}$)
A _Y	0	1,000	0,0197	100	0,0245	0,00477	0,241	0,00164	0,667	0,0245	0,00477	0,241	0,00164	0,667
	0,5	3,547	0,0197	100	0,0198	0,00011	0,006	0,00079	0,398	0,0190	0,00075	0,038	0,00082	0,430
	1	5,186	0,0197	100	0,0199	0,00015	0,007	0,00059	0,295	0,0199	0,00013	0,007	0,00091	0,466
	2	6,792	0,0197	100	0,0202	0,00050	0,025	0,00051	0,250	0,0172	0,00254	0,129	0,00088	0,513
	5	8,380	0,0197	100	0,0198	0,00011	0,006	0,00049	0,248	0,0134	0,00629	0,319	0,00096	0,713
A _{ZC}	0	1,000	0,4967	92	0,5180	0,02126	0,043	0,02275	0,421	0,5180	0,02126	0,043	0,02275	0,421
	0,5	3,547	0,4967	100	0,4985	0,00178	0,004	0,01212	0,243	0,4830	0,01374	0,028	0,01448	0,300
	1	5,186	0,4967	100	0,4931	0,00357	0,007	0,00981	0,199	0,4772	0,01946	0,039	0,01851	0,388
	2	6,792	0,4967	100	0,4966	0,00009	0,000	0,00900	0,181	0,5239	0,02717	0,055	0,08337	1,591
A _{ZM}	0	1,000	0,7030	92	0,7182	0,01517	0,022	0,10003	0,134	0,7182	0,01517	0,022	0,10003	0,134
	0,5	3,547	0,7030	100	0,7313	0,02828	0,040	0,00657	0,090	0,6874	0,01559	0,022	0,01262	0,184
	1	5,186	0,7030	100	0,7242	0,02112	0,030	0,00458	0,063	0,7028	0,00026	0,000	0,02150	0,306
	2	6,792	0,7030	100	0,7341	0,03102	0,044	0,00408	0,056	0,6875	0,01555	0,022	0,07815	1,137
A _{XC}	0	1,000	0,3944	92	0,3781	0,01629	0,041	0,03598	0,913	0,3781	0,01629	0,041	0,03598	0,913
	0,5	3,547	0,3944	100	0,3785	0,01586	0,040	0,01832	0,484	0,3689	0,02450	0,062	0,02158	0,583
	1	5,186	0,3944	100	0,4062	0,01184	0,030	0,01564	0,385	0,4071	0,01271	0,032	0,02558	0,628
	2	6,792	0,3944	100	0,3773	0,01714	0,043	0,01359	0,358	0,3184	0,07604	0,193	0,02090	0,656
A _{XM}	0	1,000	0,7309	92	0,7308	0,00010	0,000	0,03515	0,461	0,7308	0,00010	0,000	0,03515	0,461
	0,5	3,547	0,7309	100	0,7854	0,05444	0,074	0,01852	0,236	0,7048	0,02612	0,036	0,02032	0,288
	1	5,186	0,7309	100	0,8295	0,09856	0,135	0,01286	0,155	0,7511	0,02019	0,028	0,02331	0,301
	2	6,792	0,7309	100	0,8315	0,10062	0,138	0,09280	0,112	0,6581	0,07279	0,100	0,02934	0,446
A _{VC}	0	1,000	2,0183	92	2,3316	0,31327	0,155	0,31327	1,531	2,3316	0,31327	0,155	0,31327	1,531
	0,5	3,547	2,0183	100	1,7595	0,25880	0,128	0,17694	1,006	1,5427	0,47559	0,236	0,13946	0,904
	1	5,186	2,0183	100	2,1539	0,13556	0,067	0,15446	0,717	2,0536	0,03528	0,017	0,17206	0,838
	2	6,792	2,0183	100	2,0446	0,02626	0,013	0,13988	0,684	1,8659	0,15237	0,075	0,20880	1,119
A _{VM}	0	1,000	3,3184	92	3,2147	0,10370	0,031	0,16188	0,483	3,2147	0,10370	0,031	0,16188	0,483
	0,5	3,547	3,3184	100	3,2869	0,03143	0,009	0,11509	0,350	3,0864	0,23199	0,070	0,11603	0,376
	1	5,186	3,3184	100	3,4025	0,08420	0,025	0,09051	0,266	3,2784	0,03999	0,012	0,13236	0,404
	2	6,792	3,3184	100	3,4893	0,17098	0,052	0,07552	0,216	3,4084	0,09001	0,027	0,36626	1,075

Tabell 2. Gjennomsnittlig rang for standardisert bias (SB) til middelveidestimater, for ulike kombinasjoner av estimator og veiefunksjon, beregnet på grunnlag av separate rangeringer for hver av sju indikatorvariabler.

		Veiefunksjonens orden s				
		0	0.5	1	2	Alle
Estimator	direkte	4,43	3,14	3,43	4,42	3,86
	H-T	4,43	5,14	2,29	5,14	4,25
	begge	4,43	4,14	2,86	4,79	

mellom estimatorene er særlig stor ved sterk overrepresentasjon av steder der det er høy sannsynlighet for at naturtypen er tilstede; for $s = 2$ har Horvitz-Thompson estimatoren alltid mer enn fire ganger så høy forventningsfeil som den direkte estimatoren og for $s = 5$ (bare indikatorvariabelen A_Y) er den direkte estimatoren tilnærmet forventningsrett mens Horvitz-Thompson estimatoren underestimerer naturtypens prevalens med over 30 % (Tabell 1).

For alle de tre indikatorvariablene som uttrykker tilstedeværelse eller fravær, det vil si A_Y , A_{XC} og A_{XM} , underestimerer Horvitz-Thompson estimatoren forventningen (naturtypens prevalens eller en arts prevalens i naturtypen) sterkt (i gjennomsnitt 10–32 %) i utvalg med sterk overrepresentasjon av observasjonssteder med høy sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_Y (det vil si $s = 2$). 'M-indikatorvariablene' viste et variasjonsmønster motsatt av det vi observerte for 'C-indikatorvariablene'; den direkte estimatoren hadde større forventningsfeil enn Horvitz-Thompson estimatoren for 8 av 9 par av estimator ($P = 0,03906$ i den eksakte, tosidige binomialtesten). For 5 av disse 8 parene hadde den direkte estimatoren mer enn dobbelt så stor relativ forventningsfeil som Horvitz-Thompson estimatoren.

Variansanalysen (Tabell 4) antyder at graden av overrepresentasjon av observasjonssteder med sannsynlig tilstedeværelse av naturtypen I_Y påvirker estimatens forventningsrettet, og Tabell 2 indikerer at dette særlig er tilfellet for Horvitz-Thompson estimatoren. Tabell 2 antyder at moderat overrepresentasjon av steder der I_Y sannsynligvis er til stede ($s = 1$) gir de mest pålitelige estimatene basert på Horvitz-Thompson estimatoren. Denne estimatoren har laveste forventningsfeil ved $s = 1$ for 5 av 7 indikatorvariabler, men forskjellene i verdi for det relative forventningsavviket er gjennomgående små og uten systematiske mønstre. Resultatene viser imidlertid at Horvitz-Thompson estimatoren tidvis, og tilsynelatende uforutsigbart, kan gi estimator med stor relativt forventningsfeil, slik tilfellet var for A_Y for $s = 0$ og $s = 5$, for A_{XC} for $s = 2$ og for A_{VC} for $s = 0,5$.

Tabell 1 viser at indikatorvariablenes fordelingsegenskaper også påvirker forventningsfeilen i den direkte estimatoren. Forventningsfeilen er gjennomgående liten og ikke klart relatert til s for 'C-indikatorvariablene', mens den øker med økende s når indikatorvariabelens middelvei er avhengig av naturtypens sannsynlighet for tilstedeværelse ('M-indikatorvariablene'). Estimatene for naturtypens prevalens i et tilfeldig utvalg utpeker seg som spesielt upålitelige, med en relativt forventningsfeil (overestimering) på 24 %.

3.2.2 Spredning av estimatene

Spredningen av estimatene, uttrykt ved variasjonskoeffisienten VK, viste klare mønstre relatert både til valg av estimator og grad av overrepresentasjon av observasjonssteder med høy s , den predikerte

Tabell 3. Gjennomsnittlig rang for variasjonskoeffisienten (VK) til middelveidestimater, for ulike kombinasjoner av estimator og veiefunksjon, beregnet på grunnlag av separate rangeringer for hver av sju indikatorvariabler.

		Veiefunksjonens orden s				
		0	0.5	1	2	Alle
Estimator	direkte	6,29	3,29	2,00	1,00	3,14
	H-T	6,29	4,14	4,86	6,43	5,43
	begge	6,29	3,71	3,43	3,71	

Tabell 4. Variansanalyse av rangerte verdier for henholdsvis standardisert bias (SB) og variasjonskoeffisienten (VK) til middelverdiestimator for ulike 56 ulike kombinasjoner av estimator og veiefunksjon, beregnet på grunnlag av separate rangeringer for hver av sju indikatorvariabler. Prediktorer er faktorvariablene 'estimator' (med to nivåer) og 'veiefunksjon' (med fire nivåer). Prediktorene ble først testet enkeltvis. En modell med begge prediktorene og interaksjonen mellom dem ble testet når begge prediktorene enkeltvis forklarer en signifikant andel variasjon i responsvariabelen. df = antall frihetsgrader, SS = forklart variasjon (kvadratsum), F = F-statistikk, P(F) = P-verdi assosiert med F. Modellen med prediktor '+1' er nullmodellen som estimerer middelverdien til responsvariabelen, tallfester variasjonen i responsvariabelen (SS) og tjener som referanse ved testing av de øvrige modellene.

Responsvariabel	Prediktor	df	SS	F	P(F)
SB	+1	55	226,84		
	Estimator	1	2,16	0,519	0,4742
	Veiefunksjon	3	29,63	2,604	0,0617
VK	+1	55	235,43		
	Estimator	1	73,14	24,338	<0,0001
	Veiefunksjon	3	75,43	8,171	0,0002
	Estimator:Veiefunksjon	3	61,14	38,044	<0,0001
	Total modell	7	209,71	55,924	<0,0001

sannsynligheten for tilstedeværelse av naturtypen I_Y (Tabell 3–4). Den direkte estimatoren $\tilde{\mu}$ resulterte, uten unntak (22 av 22 par; $P < 0,0001$ i den eksakte, tosidige binomialtesten), i estimator med lavere spredning (lavere variasjonskoeffisient) enn den tilsvarende Horvitz-Thompson estimatoren.

De to estimatorene hadde forskjellig variasjonsmønster for VK som funksjon av s (jf. den signifikante interaksjonen mellom estimator og veiefunksjon i variansanalysen, Tabell 4). Mens spredningen i estimator basert på den direkte estimatoren *alltid* avtok med økende s , det vil si når veiefunksjonens orden økte, hadde spredningen i estimator basert på Horvitz-Thompson estimatoren for alle indikatorvariabler med unntak av A_{ZM} et distinkt minimum for moderat sannsynlighetsveiet utvalg ($s = 0,5-1$). For den direkte estimatoren var det særlig stor forskjell i VK mellom et tilfeldig utvalg ($s = 0$) og et moderat sannsynlighetveiet utvalg ($s = 0,5$), betydelig forskjell også mellom $s = 0,5$ og $s = 1$, mens gevinsten i form av ytterligere reduksjon i variasjonskoeffisienten ved økning fra $s = 1$ til $s = 2$ var liten og forskjellen i spredning av estimator var minimal mellom $s = 2$ og $s = 5$ for indikatorvariabelen A_Y hvor dette ble undersøkt (se Tabell 1). For Horvitz-Thompson estimatoren ble det for alle indikatorvariabler bortsett fra A_{ZM} observert en sterk reduksjon i estimatorens spredning fra et tilfeldig utvalg til et moderat sannsynlighetsveiet utvalg ($s = 0,5-1$). Spredningen økte sterkt igjen fra $s = 1$ til $s = 2$. Særlig sterk var denne økningen for indikatorvariabler hvor forventningen økte som funksjon av den estimerte sannsynligheten for tilstedeværelse av naturtypen I_Y , det vil si for A_{ZM} (økning nesten 4×), A_{XM} (økning ca. 1,5×) og A_{YM} (økning 2,5×), men den var også svært sterk for A_{ZC} (økning ca. 4×). For 5 av 7 indikatorvariabler ble laveste spredning for Horvitz-Thompson estimatene notert for $s = 0,5$.

3.3 Diskusjon

Sjøl om simuleringsstudien bare omfatter én naturtype med gitt prevalens (0,02), i ett definisjonsområde, tror vi at hovedtrekkene i resultatene, at estimator for indikatorvariablenes forventning klart forbedres ved sannsynlighetsbasert utvalg, er representative for et stort spekter av indikatorer som det knytter seg stor overvåkingsinteresse til (men som pr. i dag ikke blir overvåket). Det er minst fem grunner til dette: (1) Med en prevalens $\mu_Y = 0,02$ plasserer den simulerte naturtypen seg relativt sentralt i det området i Fig. 2 hvor sannsynlighetsbasert datainnsamling er eneste realistiske datainnsamlingsmetode (se også generell rapport, kapittel 5.4.4). (2) Den romlige prediksjonsmodellen som blir brukt for å foreta sannsynlighetsbasert datainnsamling i simuleringsstudien er dårligere enn slike modeller i alminnelighet kan forventes å være for de aller fleste naturtyper i Norge. Modellen gir mulighet for en maksimal overrepresentasjon av observasjonssteder der I_Y er til stede på 10× av naturtypens prevalens (representasjonsforholdet $C_{\max}^* = 10$), og er i så henseende vesentlig dårligere enn modellen for griseblad (kapittel 5), som gir mulighet for

17× overrepresentasjon. Men også grisebladmodellen har et betydelig forbedringspotensiale, for eksempel ved å gjøre bedre og mer relevante prediktorvariabler tilgjengelige for modellering. Grisebladmodellen er dessuten laget for et mindre definisjonsområde med liten variasjon langs regionale økokliner. Romlige prediksjonsmodellers prediksjonsevne øker sterkt når variasjonen innenfor definisjonsområdet med hensyn til de viktige miljøgradientene er mye større enn det modellerte naturfenomenet utspenner (Wollan et al. 2008, Stokland et al. i trykk, R. Halvorsen, upubl. manuskript). (3) For alle gruppene av indikatorvariabler, inndelt på grunnlag av hvilke observasjonsenheter som er relevante for å samle informasjon om dem, som er inkludert i simuleringstudien, bidrar sannsynlighetsbasert datainnsamling til å forbedre estimatene for forventningen. (4) Sannsynlighetsbasert datainnsamling forbedrer estimatene uansett om forventningen for indikatorvariabelen varierer systematisk som funksjon av predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_V ('M-indikatorvariabler') eller ikke ('C-indikatorvariabler').

Noen av hovedmønstrene i resultatene fra simuleringstudien har en enkel statistisk forklaring. Generelt øker estimaters presisjon (det vil si at spredningen avtar) når antallet observasjoner øker (standardfeilen til middelveidestimatet er omvendt proporsjonal med kvadratroten av antall observasjoner, det vil si at en firedobling av observasjonsantallet er nødvendig for å doble presisjonen; Sokal & Rohlf 1995). Ved sannsynlighetsbasert datainnsamling økes det forventete antallet observasjonssteder der naturtypen I_V er tilstede, i et i utvalg av 100 observasjonssteder, fra $n_V = 2$ i et tilfeldig utvalg til $n_V \approx 13$ ved det som i studien representerer sterk overrepresentasjon av steder med sannsynlig tilstedeværelse av I_V (veiefunksjon av orden $s = 2$). På bakgrunn av et representasjonsforhold på $C^* = 6.792$ (se Tabell 1) mellom disse ytterpunktene av sannsynlighetsveiling ville vi forvente at variasjonskoeffisienten for estimatene avtar fra et tilfeldig utvalg til et sannsynlighetsbasert utvalg med sterk overrepresentasjon av sannsynlige observasjonssteder. Resultatene for spredning av estimer basert på den direkte estimatoren er som forventet; spredningen i det tilfeldige utvalget er nær 2,5× så stor som i utvalget med $s = 2$ for alle 7 indikatorvariablene bortsett fra én (A_{XM} , der det er en 4× forskjell i spredning). Når antallet tilstedeværelsesobservasjoner er tilstrekkelig lavt, øker også faren for at tilfeldigheter skal resultere i betydelige forventningsfeil. Det må være dette som er årsaken til at forventningsfeilen i estimatene for naturtypens prevalens ($\hat{\mu}_V$) er så stor som 24,5 %.

Under ellers like forhold vil vi også forvente at mer presise estimer, som følge av at antallet tilstedeværelsesobservasjoner øker med økende s , fører til redusert forventningsfeil, i hvert fall for den direkte estimatoren og for indikatorvariabler som har en forventning som ikke varierer systematisk med predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av I_V ($\hat{q}_i$). Resultatene viser klart en slik sammenheng for indikatorvariabelen A_{VC} , mens estimatene for forventningen til A_{ZC} og A_{XC} (og for A_V med unntak av tilfeldig utvalg) gjennomgående er lave uansett graden av sannsynlighetsveiling.

Økningen i forventningsfeil for estimer basert på den direkte estimatoren med økende grad av overrepresentasjon av observasjonssteder med høy predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (høy s) for indikatorvariabler som har en forventning som varierer systematisk med predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av I_V ($\hat{q}_i$), er også som forventet. Økende s medfører at tilstedeværelsesobservasjonene i utvalget i økende grad blir samlet fra den ene flanken i fordelingen av indikatorvariabelen. At bruk av den direkte estimatoren ikke medfører større forventningsfeil enn 4–14 % for slike indikatorvariabler, skyldes at ingen av de tre 'M-indikatorvariablene' i simuleringstudien (A_{ZM} , A_{XM} og A_{VM}) har en sterk sammenheng med $\hat{q}_i$.

Forventningsrettet blir i lærebøker i statistikk framholdt som et helt grunnleggende krav til en akseptabel estimator, og Horvitz-Thompson estimatoren er den eneste av de to estimatorene som er utprøvd i simuleringstudiet som tar hensyn til at bruk av sannsynlighetsveiling ved utvelgelse av observasjonssteder gjør at observasjonene i utvalget representerer ulike store deler av populasjonen av potensielle observasjoner av indikatorvariabelen. Det er derfor som forventet at sterk sannsynlighetveiling fører til at Horvitz-Thompson estimatoren har mindre forventningsfeil enn den direkte estimatoren når indikatorvariablenes forventning varierer systematisk med predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av I_V . Det er også i tråd med hva vi skulle forvente at spredningen på Horvitz-Thompson estimatene er høy i utvalg med sterk overrepresentasjon av observasjonssteder med høy predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av I_V ($\hat{q}_i$). Når antallet tilstedeværelsesobservasjoner er så lav som $n_V = 10$ –20, vil, etter hvert som s blir høyere, enkeltobservasjoner med lav sannsynlighet for å bli trukket ut π_i få stor innflytelse på estimatet. Den tilfeldige variasjon i slike enkeltobservasjoner i utvalgene forklarer økningen i spredning av estimatene fra moderat til sterk overrepresentasjon av observasjonssteder der det er sannsynlig at I_V finnes. Sannsynligvis er stor innflytelse fra slike tilfeldige enkeltobservasjoner med lav π_i også årsaken til at også forventningsfeilen for Horvitz-Thompson estimatoren er større for $s = 2$ enn for $s = 1$. Denne forklaringen støttes at at forventningsavviket noen ganger er negativt (A_{ZM} , A_{XC} , A_{XM}), andre ganger positivt (A_{ZC} , A_{VM}), tilsynelatende uten relasjon til indikatorvariablenes egenskaper.

Reduksjonen i Horvitz-Thompson estimatorens forventningsfeil fra tilfeldig utvalg til utvalg med moderat

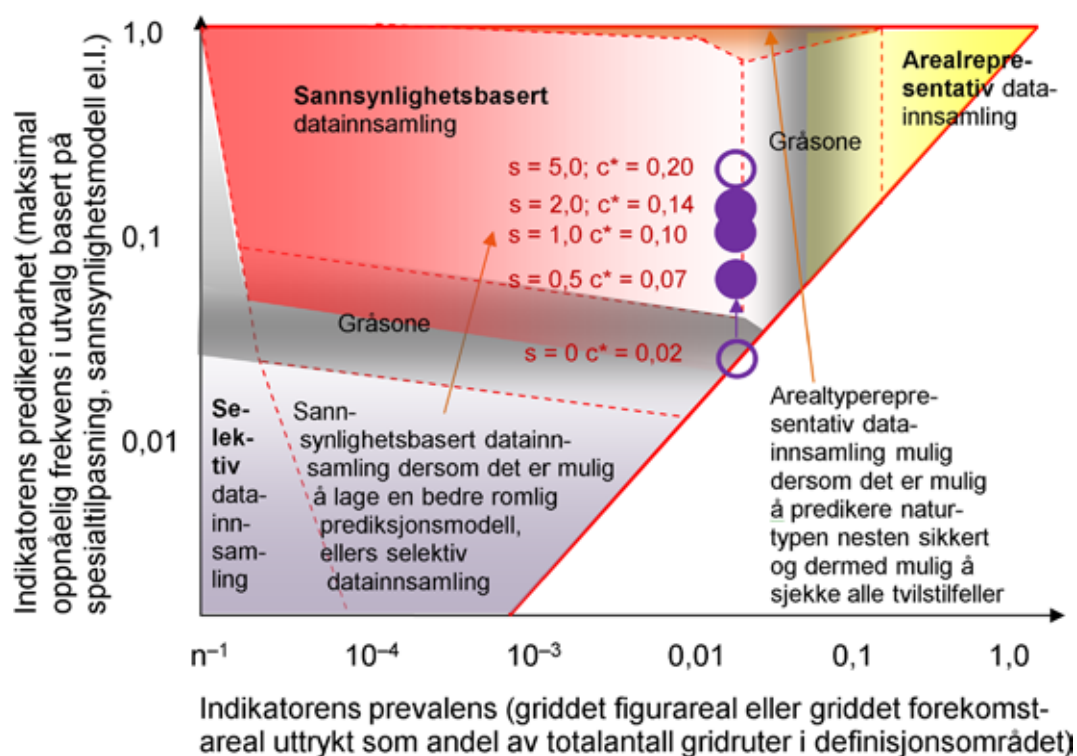


Fig. 2. Sammenhengen mellom indikatoregenskaper (prevalens og predikerbarhet) for naturtypen IY i simuleringsstudiet, for sannsynlighetsbaserte utvalg med veiefunksjoner fra orden $s = 0$ (tilfeldig utvalg) til nær maksimal overrepresentasjon av IY ($s = +\infty$).

sannsynlighetsveiling ($s = 0,5-1,0$) skyldes, i likhet med reduksjonen i spredningen av estimatene, at antallet tilstedeværelsesobservasjoner i utvalgene øker. Resultatene viser tydelig at moderat sannsynlighetsveiling (s et sted mellom 0,5 og 1,0) representerer et optimalt kompromiss for Horvitz-Thompson estimatoren med hensyn både til lav forventningsfeil og til lav spredning. At resultatene er konsistente over hele spekteret av indikatorvariabler indikerer at moderat sannsynlighetsveiling av potensielle observasjonssteder (f.eks. med $s = 0,75$) kan vise seg å bli en tommelfingerregel som har generell gyldighet. Før en slik konklusjon kan trekkes, er det imidlertid behov for å undersøke om naturtypens prevalens og utvalgets størrelse påvirker kvaliteten på Horvitz-Thompson estimatene.

Det kan synes paradoksalt at den direkte estimatoren gjennomgående gir mer pålitelige estimater enn Horvitz-Thompson estimatoren med hensyn til spredning når det kan godtgjøres at det ikke er noen systematisk sammenheng mellom indikatorvariablenes forventning og predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_Y , og at det er minimal forskjell mellom prediktorene med hensyn til forventningsfeil. At den direkte indikatoren har lavere spredning desto høyere observasjonsantallet er, taler for en sterkest mulig sannsynlighetsveiling ved utvelgelse av observasjonsenheter. I praksis er sterk sannsynlighetsveiling ikke tilrådelig, fordi et rimelig representativt utvalg er nødvendig for å avgjøre om det finnes en systematisk sammenheng mellom indikatorvariablenes forventning og predikert sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_Y , hvilket er en uttrykkelig forutsetning for forventningsrette estimater. Gevinsten i form av redusert spredning ved å øke s over ca. 1 er da heller ikke stor. Resultatene indikerer derfor at moderat sannsynlighetsveiling av potensielle observasjonssteder (f.eks. med $s = 1$) kan synes som et optimalt kompromiss også dersom den direkte estimatoren er tenkt benyttet. At begge estimatorene i en helhetsvurdering synes å gi de mest pålitelige estimatene for utvalg med moderat sannsynlighetsveiling, er en stor fordel fordi utvalgsmetodikk kan velges uten at det legges føringer på hvilke estimatører som kan brukes, i hvert fall ikke blant den direkte estimatoren og Horvitz-Thompson estimatoren.

4 Konklusjon

Simuleringsstudiet der forventningen for sju ulike indikatorvariabler blir estimert i sannsynlighetsbaserte utvalg som skiller seg med hensyn til hvor sterkt potensielle observasjonssteder med høy sannsynlighet for tilstedeværelse av en naturtype I_v blir overrepresentert, demonstrerer, entydig, at sannsynlighetsbasert datainnsamling har et stort potensiale som overvåkingsmetode. Dersom det er mulig å lage en middels god romlig prediksjonsmodell for et relativt sjeldent naturfenomen, vil det også innenfor rimelige kostnadsgrenser være mulig gjennom sannsynlighetsbasert datainnsamling å skaffe til veie overvåkingsdata som gir grunnlag for estimerer av antatt viktige relevante indikatorvariabler, som tilstedeværelse av naturtypen, viktige miljøvariabler som kan registreres i naturtypefigurene, tilstedeværelse av arter i naturtypen og egenskaper ved arter som for eksempel individantall. Simuleringsundersøkelsen indikerer dessuten at moderat overrepresentasjon av observasjonssteder med høy sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen (veiefunksjon med orden $s = 0,5-1,0$) generelt er gunstig når man skal estimere middelverdien, uansett valg av estimator. Likevel er det viktig å poengtere at det bare er et lite knippe av mulige indikatorvariabelegenskaper som er adressert i dette simuleringstudiet. Før overvåking med sannsynlighetsbasert datainnsamling startes opp i større omfang, trengs mer omfattende simuleringsstudier, praktiske *case studies*, teoretiske studier og sammenstilling av kunnskap om relevante naturegenskaper. Særlig trenger følgende spørsmål å avklares:

- (1) Hvor sjeldne er egentlig hovedtyngden av viktige indikatorer for naturovervåking (hvilken prevalens har de, gitt et grid med kornstørrelse der det finnes prediktorvariabler som kan brukes i romlig prediksjonsmodellering), og hvor lav prevalens kan en indikator ha før den ikke lar seg overvåke ved sannsynlighetsbasert datainnsamling? Det første delspørsmålet betinger empirisk naturkunnskap, det andre kan undersøkes i et simuleringsstudium.
- (2) Hvor gode romlige prediksjonsmodeller er det mulig å lage for relevante naturmangfoldindikatorer ved hjelp av tilstedeværelses- og prediktorvariabeldata som er tilgjengelig i dag, og hvor mye kan prediksjonsmodellene forbedres ved tilrettelegging av nye prediktorvariabler? Dette spørsmålet betinger at det gjennomføres *case studies* i flere naturtyper.
- (3) Har konklusjonen trukket på grunnlag av de simuleringene som er gjort så langt, om at veiefunksjon med orden $s = 0,5-1,0$ synes å gi estimerer med best mulig presisjon, gyldighet også for indikatorvariabler med lavere prevalens, høyere predikerbarhet og andre egenskaper enn de vi har undersøkt? Dette bør adresseres i et nytt og mer omfattende simuleringsstudium.
- (4) Er det mulig å utvikle bedre estimerer enn de to som er testet så langt? Dette spørsmålet krever statistisk utrednings- og/eller forskningsarbeid, sannsynligvis også nye simuleringsstudier.
- (5) Kan sannsynlighetsbasert utvelgelse brukes på et eller flere nøstingsnivåer i nøstet datainnsamling, for eksempel for å velge ut observasjonsområder på øverste nøstingsnivå?
- (6) Hvordan kan sannsynlighetsbasert utvelgelse av observasjonssteder gjennomføres i praksis på en mest hensiktsmessig måte? Prosedyrer er beskrevet i litteraturen (f.eks. Stevens & Olsen 2004, Theobald et al. 2007), men disse må utprøves i praksis og eventuelt forbedres før de tas i bruk i større omfang.

Referanser

- Anonym, 2010. R version 2.11 for Windows. – The R foundation for statistical computing, <http://cran.r-project.org>.
- Box, M.J. 1971. Bias in nonlinear estimation. – J. r. Statist. Soc. Ser. B 33: 171-201.
- Crawley, M.J. 2007. The R book. – Wiley, Chichester.
- Dixon, P.M., Ellison, A.M. & Gotelli, N.J. 2005. Improving the precision of estimates of the frequency of rare events. – Ecology 86: 1114-1123.
- Halvorsen, R. & Edvardsen, A. 2009. The concept of habitat specificity revisited. – Landsc. Ecol. 24: 851-861.
- Hill, M.O. 1973. A unifying notation and its consequences. – Ecology 54: 427-432.
- Horvitz, D.G. & Thompson, D.J. 1952. A generalization of sampling without replacement from a finite universe. – J. am. statist. Ass. 47: 663-685.
- Pearce, J.L. & Ferrier, S. 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. – Ecol. Modelling 133: 225-245.

- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. Biometry, 3. utg. – Freeman, New York.
- Stevens, D.L.J. & Olsen, A.R. 2004. Spatially balanced sampling of natural resources. – J. am. statist. Ass. 99: 262-278.
- Stokland, J.N., Halvorsen, R. & Støa, B. i trykk. Species distribution modelling - effect of design and sample size of pseudo-absence observations. – Ecol. Modelling, i trykk.
- Theobald, D.M., Stevens, D.L., White, D., Urquhart, N.S., Olsen, A.R. & Norman, J.B. 2007. Using GIS to generate spatially balanced random survey designs for natural resource applications. – Environm. Mgmt 40: 134-146.
- Wollan, A.K., Bakkestuen, V., Kauserud, H., Gulden, G. & Halvorsen, R. 2008. Modelling and predicting fungal distribution patterns using herbarium data. – J. Biogeogr. 35: 2298-2310.
- Yoccoz, N.G., Nichols, J.D. & Boulinier, T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. – Trends Ecol. Evol. 16: 446–453.

Vedlegg 1 Forklaring til notasjon

Symbol	Forklaring
A	en <i>generell betegnelse for en indikatorvariabel</i> som er relevant for naturmangfoldovervåking, f.eks. arealet av naturtypen isinnfrysingsmark i en 1-km ² UTM-gridrute
A_F	en indikatorvariabel som karakteriserer en art eller et annet 'objekt' (indikatoren I_x) der denne/dette er til stede innenfor en (spesifikk) naturtype, f.eks. gjennomsnittlig individstørrelse hos drakehode i åpen grunnlendt naturmark
A_V	en indikatorvariabel som angir antall av en art eller et annet 'objekt' innenfor naturtypefigurer med naturtypen I_V
A_{VC}	en indikatorvariabel som angir antall av en art eller et annet 'objekt' innenfor naturtypefigurer med naturtypen I_V og hvor antallsvariabelen har et variasjonsmønster som sammenfaller med variasjonen i sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen
A_{VM}	en indikatorvariabel som angir antall av en art eller et annet 'objekt' innenfor naturtypefigurer med naturtypen I_V og hvor antallsvariabelen har et variasjonsmønster som ikke sammenfaller med mønsteret i sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen
A_X	en indikatorvariabel som angir tilstedeværelse eller fravær av en art (indikatoren I_x) innenfor naturtypefigurer med naturtypen I_V
A_{XC}	en indikatorvariabel som angir tilstedeværelse eller fravær av en art (indikatoren I_x) innenfor naturtypefigurer med naturtypen I_V og hvor sannsynligheten for tilstedeværelse av arten har et variasjonsmønster som sammenfaller med variasjonen i sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen
A_{XM}	en indikatorvariabel som angir tilstedeværelse eller fravær av en art (indikatoren I_x) innenfor naturtypefigurer med naturtypen I_V og hvor variasjonsmønsteret for sannsynlighet for tilstedeværelse av arten ikke sammenfaller med mønsteret i sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen
A_Y	en indikatorvariabel som angir tilstedeværelse eller fravær av naturtypen I_Y
A_Z	en indikatorvariabel som karakteriserer tilstanden i en (spesifikk) naturtype, f.eks. totalt nitrogeninnhold i humuslaget i blåbærskog
A_{ZC}	en indikatorvariabel som karakteriserer tilstanden i en (spesifikk) naturtype, og hvor sannsynligheten for tilstedeværelse av naturtypen er symmetrisk og unimodalt relatert til denne tilstandsvariabelen
A_{ZM}	en indikatorvariabel som karakteriserer tilstanden i en (spesifikk) naturtype, og hvor sannsynligheten for tilstedeværelse av naturtypen er monotont relatert til denne tilstandsvariabelen
C^*	representasjonsforholdet; forholdstallet mellom forventet andel observasjonssteder med tilstedeværelse av en indikator I_Y i et sannsynlighetsbasert utvalg og forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner i et tilfeldig utvalg fra samme populasjon
C_Y^*	representasjonsforholdet; forholdstallet mellom forventet andel observasjonssteder med tilstedeværelse av en indikator I_Y i et sannsynlighetsbasert utvalg Y og forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner i et tilfeldig utvalg fra samme populasjon Y
$^sC^*$	representasjonsforholdet i et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder med veiefunksjon av orden s
c^*	forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner for en naturtype I_Y (i et utvalg)
c_Y^*	forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner for en naturtype I_Y i utvalget Y

${}^s\mathbf{c}^*$	forventet andel tilstedeværelsesobservasjoner for en naturtype I_Y i et sannsynlighetsbasert utvalg av observasjonssteder med veiefunksjon av orden s
${}^s\mathbf{D}_u$	vektor som angir hvilke blant N potensielle observasjonssteder som er trukket ut til å være med (verdi = 1) og ikke være med (verdi = 0) i det u -te sannsynlighetsbaserte utvalget med veiefunksjon av orden s
d_{ui}	den i -te observasjonen i ${}^s\mathbf{D}_u$
$\mathbf{F}$	et delutvalg av n_x observasjoner; en delmengde av delutvalget $\mathbf{X}$ som i sin tur er en delmengde av utvalget $\mathbf{Y}$, trukket fra populasjonen $\mathbf{F}$
$\mathbf{F}$	populasjonen av N_x potensielle observasjoner av A_F ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der arten I_x er til stede i naturtypefigurer av naturtypen I_Y
$\{\mathbf{F}_i\}$	mengden (populasjonen) av alle N_x potensielle observasjonssteder for A_F ; omfatter alle potensielle observasjonssteder i definisjonsområdet der arten I_x er til stede i naturtypefigurer av naturtypen I_Y
$\{\mathbf{F}_k\}$	mengden av de n_x observasjonsstedene for A_F som inngår i en del av et utvalg; delen omfatter alle observasjonssteder i utvalget som tilfredsstiller tilleggskravene om at arten I_x er til stede i naturtypefigurer av naturtypen I_Y
f_i	den i -te observasjonen i populasjonen $\mathbf{F}$
f_k	den k -te observasjonen i utvalget $\mathbf{F}$
h	løpeindeks for kombinasjoner av sannsynlighetsbaserte utvalg og simulerte populasjoner med samme spesifikasjoner, brukt til å studere estimatorer for middelerverdien
i	løpeindeks for potensielle observasjonssteder for en indikator
I	en <i>generell betegnelse for en indikator</i> som er relevant for naturmangfoldovervåking, f.eks. naturtypen isinnfrysingsmark
I_x	tilstedeværelse av en spesifikk art innenfor en spesifikk naturtype brukt som indikator
I_Y	en spesifikk naturtype brukt som indikator
j	løpeindeks for observasjonssteder som inngår i et utvalg for overvåking av tilstedeværelse eller fravær av en naturtype I_Y
k	løpeindeks for observasjonssteder som inngår i et delutvalg for overvåking av en naturtypeegenskap, og som bare inneholder steder der naturtypen I_Y er til stede
m	antallet kombinasjoner av sannsynlighetsbaserte utvalg og simulerte populasjoner med samme spesifikasjoner, brukt til å studere estimatorer for middelerverdien
N	antallet potensielle observasjonssteder for en indikator (= det totale antallet gridceller definisjonsområdet inneholder)
N_x	antallet potensielle observasjonssteder for en indikatorvariabel A_F som uttrykker en målbar egenskap ved en art eller et annet objekt (indikatoren I_x) der denne er til stede innenfor en gitt, spesifikk naturtype I_Y
N_Y	antallet potensielle observasjonssteder for en indikatorvariabel som karakteriserer en spesifikk naturtype; f.eks. en tilstandsvariabel eller tilstedeværelse/fravær av en art
n	antallet observasjonssteder som inngår i et utvalg for overvåking av naturtypen I_Y
n_x	antallet observasjonssteder som inngår i et delutvalg for overvåking av naturtypen I_Y ; delutvalget omfatter alle observasjonssteder i et utvalg som tilfredsstiller tilleggskravene om at arten (eller objektet) I_x er til stede i naturtypefigurer av naturtypen I_Y
n_Y	antallet observasjonssteder som inngår i et delutvalg for overvåking av naturtypen I_Y ; delutvalget omfatter alle observasjonssteder i et utvalg som tilfredsstiller tilleggskravet om at naturtypen I_Y er til stede

P	en vektor av standardiserte vektor p_i for de N potensielle observasjonsstedene for en naturmangfoldindikator (standardisert betyr her at summen av vektene for alle de N potensielle observasjonsstedene er lik 1)
sP	en vektor av standardiserte vektor p_i for de N potensielle observasjonsstedene for en naturmangfoldindikator, svarende til en veiefunksjon av orden s
$\hat{P}$	en vektor av estimater for sannsynlighet for at en tilfeldig valgt tilstedeværelsesobservasjon (av naturtypen I_γ) er fra observasjonssted i ; estimatene utgjør en sannsynlighetsfordeling fordi summen av alle elementene $\{\hat{p}_i\}$, $i = 1, \dots, N$, er 1
p_i	den standardiserte vekten som gis til den i -te observasjonen i et utvalg (standardisert betyr her at summen av vektene for alle de N potensielle observasjonsstedene er lik 1)
$^s p_i$	den standardiserte vekten som gis til den i -te observasjonen i et utvalg, basert på en veiefunksjon av orden s
$\hat{p}_i$	estimert sannsynlighet for at en tilfeldig valgt tilstedeværelsesobservasjon (av naturtypen I_γ) er fra observasjonssted i
$\hat{Q}$	en vektor av estimater for reell sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_γ (sannsynligheten for at I_γ finnes på et gitt potensielt observasjonssted i) i hver av N potensielle observasjonssteder for en indikator, framkommet som prediksjoner fra en evaluert romlig prediksjonsmodell
$\hat{q}_i$	estimert reell sannsynlighet for tilstedeværelse av naturtypen I_γ (sannsynligheten for at I_γ finnes) på det potensielle observasjonsstedet i
r	parameter som angir sannsynligheten for tilstedeværelse i et enkeltforsøk
s	veiefunksjonens orden [eksponenten i uttrykket $(\hat{q}_i)^s$], som bestemmer i hvor sterk grad observasjonssteder med sannsynlig tilstedeværelse av en indikator blir overrepresentert i et utvalg
T	vektor med relative predikerte sannsynligheter for tilstedeværelse (RPPP) for naturtypen I_γ på alle N potensielle observasjonssteder
t_i	relativ predikert sannsynlighet for tilstedeværelse (RPPP) for naturtypen I_γ på det potensielle observasjonsstedet i , det vil si de 'rå' prediksjonene fra en romlig prediksjonsmodell
u	løpeindeks for populasjoner av simulerte observasjoner av en indikatorvariabel
V	et delutvalg av n_γ observasjoner, en delmengde av utvalget V , trukket fra populasjonen $\dot{V}$
$\dot{V}$	populasjonen av N_γ potensielle observasjoner av A_γ ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_γ er til stede
$\dot{V}_{C,u}$	den u -te simulerte populasjonen av $N_{\gamma,u}$ potensielle observasjoner av $A_{\gamma C}$; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_γ er til stede
$\dot{V}_{M,u}$	den u -te simulerte populasjonen av $N_{\gamma,u}$ potensielle observasjoner av $A_{\gamma M}$; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_γ er til stede
$\{V_\mu\}$	mengden (populasjonen) av alle N_γ potensielle observasjonssteder for A_γ ; omfatter alle potensielle observasjonssteder i definisjonsområdet der naturtypen I_γ er til stede
$\{V_k\}$	mengden av de n_γ observasjonsstedene for A_γ som inngår i et delutvalg; delutvalget omfatter alle observasjonssteder i et utvalg som tilfredsstiller tilleggskravet om at naturtypen I_γ er til stede
v_i	den i -te observasjonen i populasjonen $\dot{V}$
v_k	den k -te observasjonen i utvalget V
W	en vektor av vektor w_i for alle de N potensielle observasjonsstedene for en naturmangfoldindikator
w_i	vekten som gis til den i -te observasjonen i et utvalg

$\mathbf{X}$	et delutvalg av n_Y observasjoner, en delmengde av utvalget $\mathbf{Y}$, trukket fra populasjonen $\dot{\mathbf{X}}$
$\dot{\mathbf{X}}$	populasjonen av N_Y potensielle observasjoner av A_X ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\dot{\mathbf{X}}_{C,u}$	den u -te simulerte populasjonen av $N_{Y,u}$ potensielle observasjoner av A_{XC} ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\dot{\mathbf{X}}_{M,u}$	den u -te simulerte populasjonen av $N_{Y,u}$ potensielle observasjoner av A_{XM} ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\{X_j\}$	mengden (populasjonen) av alle N_Y potensielle observasjonssteder for A_X ; omfatter alle potensielle observasjonssteder i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\{X_k\}$	mengden av de n_Y observasjonsstedene for A_X som inngår i et delutvalg; delutvalget omfatter alle observasjonssteder i et utvalg som tilfredsstiller tilleggskravet om at naturtypen I_Y er til stede
x_i	den i -te observasjonen i populasjonen $\dot{\mathbf{X}}$
x_k	den k -te observasjonen i utvalget $\mathbf{X}$
$\mathbf{Y}$	et utvalg av n observasjoner, trukket fra populasjonen $\dot{\mathbf{Y}}$
$\dot{\mathbf{Y}}$	populasjonen av N potensielle observasjoner av A_Y
$\dot{\mathbf{Y}}_u$	den u -te ($u = 1, \dots, 10$) populasjonen av simulerte observasjoner for indikatorvariabelen A_Y
${}^s\mathbf{Y}_{uu}$	det u -te sannsynlighetsbaserte utvalget fra den u -te populasjonen av simulerte observasjoner for indikatorvariabelen A_Y , for en veiefunksjon av orden s
$\{Y_j\}$	mengden (populasjonen) av alle N potensielle observasjonssteder for A_Y
$\{Y_j\}$	mengden som består av de n observasjonsstedene for A_Y som inngår i et utvalg
y_i	den i -te observasjonen i populasjonen $\dot{\mathbf{Y}}$
y_j	den j -te observasjonen i utvalget $\mathbf{Y}$
$\mathbf{Z}$	et delutvalg med n_Y observasjoner; en delmengde av utvalget $\mathbf{Y}$, trukket fra populasjonen $\dot{\mathbf{Z}}$
$\dot{\mathbf{Z}}$	populasjonen av N_Y potensielle observasjoner av A_Z ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\dot{\mathbf{Z}}_{C,u}$	den u -te simulerte populasjonen av $N_{Y,u}$ potensielle observasjoner av A_{ZC} ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\dot{\mathbf{Z}}_{M,u}$	den u -te simulerte populasjonen av $N_{Y,u}$ potensielle observasjoner av A_{ZM} ; omfatter alle gridruter i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\{Z_j\}$	mengden (populasjonen) av alle N_Y potensielle observasjonssteder for A_Z ; omfatter alle potensielle observasjonssteder i definisjonsområdet der naturtypen I_Y er til stede
$\{Z_k\}$	mengden av de n_Y observasjonsstedene for A_Z som inngår i et delutvalg; delutvalget omfatter alle observasjonssteder i et utvalg som tilfredsstiller tilleggskravet om at naturtypen I_Y er til stede
z_i	den i -te observasjonen i populasjonen $\dot{\mathbf{Z}}$
z_k	den k -te observasjonen i utvalget $\mathbf{Z}$
β	parameter i en logistisk regresjonsmodell
θ	dispersjonsparameteren i en negativ binomialfordeling
μ	parameter som angir (populasjons)middelverdien (forventningen) i en fordeling
μ_Y	forventningen til $\dot{\mathbf{Y}}$ (middelverdien i fordelingen)
$\hat{\mu}_Y$	en (ikke spesifisert) estimator for forventningen til $\dot{\mathbf{Y}}$

$\check{\mu}$	middelverdien for Horvitz-Thompson middelverdiestimer fra (100) kombinasjoner av (10) simulerte populasjoner og (10) sannsynlighetsbaserte utvalg for veiefunksjoner av samme orden
$\check{\mu}_Y$	Horvitz-Thompson estimatoren for forventningen til $\dot{Y}$, estimert på grunnlag av et utvalg Y
$\tilde{\mu}_Y$	den direkte estimatoren for forventningen til $\dot{Y}$ (middelverdien i fordelingen), beregnet som gjennomsnittsverdien av alle observasjoner av y_j i et utvalg Y
$\tilde{\mu}$	middelverdien for direkte middelverdiestimer fra (100) kombinasjoner av (10) simulerte populasjoner og (10) sannsynlighetsbaserte utvalg for veiefunksjoner av samme orden
μ_Z	middelverdien (forventningen) til $\dot{Z}$
π_i	sannsynligheten for at potensiell observasjonsenhet i ($i = 1, \dots, N$) skal bli inkludert i et utvalg Y
τ	løpeindeks for gjenanalysetidspunkter i en serie av overvåkingsdata
u	løpeindeks for sannsynlighetsbaserte utvalg fra én og samme populasjon av potensielle observasjonssteder for en indikatorvariabel ($u = 1, \dots, 10$)
