



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

NIBIO OPPDRAGSRAPPORT | NIBIO COMMISSIONED REPORT

VOL.: 1 nr.: 6, 2015

Naturindeks Norge – Videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland: fase 3

**Evaluering av metodikk for kartlegging og
registrering av biologisk mangfold og
miljøvariabler i semi-naturlig eng.**

«Underveisrapport»

FORORD

Det er et stort behov for oppstart av overvåking av semi-naturlig eng for å få et bedre kunnskapsgrunnlag for hovedøkosystemet åpent lavland i Naturindeks for Norge. I tillegg vil et overvåkningsprogram bidra til kunnskapsbaserte vurderinger av effekten av forvaltningstiltak (eks. tiltak satt i kraft gjennom Handlingsplan for slåttemark), rødlistevurdering mm. Som en oppfølging av Naturindeks for Norge 2010 er det derfor i perioden 2010-2015 gjennomført flere delundersøkelser i utviklingsprosjektet "Naturindeks; videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland mot 2015" finansiert av Miljødirektoratet. I 2012 ble de to første fasene av prosjektet beskrevet i Bioforsk-rapporten: Kulturmarkseng i Naturindeks – utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning (Norderhaug m.fl.).

Den tredje og siste fasen av prosjekt som har vært et samarbeid mellom Bioforsk og Universitetet i Oslo. I Bioforsk har blant andre Sølvi Wehn, Sverre Lundemo, Line Johansen og Knut Anders Hovstad deltatt i utforming, planlegging og gjennomføring av prosjektet. Rune Halvorsen og Sabrina Mazzoni fra Universitetet i Oslo deltar også i prosjektet. Denne rapporten inkluderer kun delundersøkelser gjennomført i regi av Bioforsk. Det vil også bli publisert en endelig sluttrapport for hele prosjektet.

De fleste undersøkelsene gjort i disse delundersøkelsene er finansiert av Miljødirektoratet gjennom prosjektet, men noen av resultatene er basert på data samlet inn gjennom prosjektet «Sau i drift» finansiert av Norges Forskningsråd (prosjektnummer: 208036/O10).

Vi vil takke Hanne Sickel, Per Vesterbukt og Synnøve Grenne (Bioforsk), for hjelp med tilrettelegging av data, flyfototolking og feltarbeid, Anders Bryn for kalibrering av kartlegging og Rune Halvorsen for bidrag i planlegging av feltarbeid og diskusjoner rundt avgrensinger i felt. Vi vil også takke brukere og grunneiere som har vært behjelpelige i sammenheng med prosjektarbeidet.

Kvithamar, 1. juni 2015

Knut Anders Hovstad

Prosjektleder

INNHold:

BAKGRUNN.....	9
NATUR I NORGE.....	10
Semi-naturlig mark.....	10
Hovedtyper av semi-naturlige mark inkludert i delundersøkelsene beskrevet i denne rapporten...	11
Hovedtyper av sterkt endret mark diskutert i delundersøkelsene beskrevet i denne rapporten.....	12
Hovedtyper av naturlig mark diskutert i delundersøkelsene beskrevet i denne rapporten.....	12
Naturlig variasjon som påvirker semi-naturlig mark.....	13
FORMÅL.....	18
1. BRUK AV ENKEL MODELLERING TIL Å PREDIKERE OMRÅDER MED POTENSIELT HØY SANNSYNLIGHET FOR FOREKOMST AV SEMI-NATURLIG ENG	21
DELMÅL	22
METODE	22
Prediksjonsmodell storruter (10 km × 10 km).....	22
Prediksjonsmodell småruter (500 m × 500 m).....	23
Evaluering av prediksjonsmodellene	25
RESULTAT	25
DISKUSJON	25
OPPSUMMERING.....	26
2. KARTLEGGING OG AVGRENSING AV SEMI-NATURLIG ENG	29
DELMÅL	30
NATUREN I STORRUTENE (STUDIEOMRÅDENE).....	30
Elvran (Figur 4a)	30
Karmøy (Figur 4b).....	30
METODE	31
Kartlegging	31
Estimering av feilkilder og tidsbruk.....	34
RESULTAT	35
DISKUSJON	39

OPPSUMMERING.....	42
3. REGISTRERING AV BIOLOGISK MANGFOLD.....	45
DELMÅL	46
METODE	46
3a) Forekomstdata – representative data og tidsestimat.....	46
3b) Frekvensdata – tidsestimat	50
3c) Mengdedata på engnivå.....	50
RESULTAT	51
3a) Forekomstdata – representative data og tidsestimat.....	51
3b) Frekvensdata – tidsestimat	53
3c) Mengdedata på engnivå.....	53
DISKUSJON	54
OPPSUMMERING.....	57
4. REGISTRERING AV MILJØVARIABLER.....	59
DELMÅL	59
METODE	59
RESULTAT	61
DISKUSJON	62
OPPSUMMERING.....	63
REFERANSER.....	65
SAMMENDRAG.....	71

BAKGRUNN

I 2005 ble det nedfelt i Regjeringserklæringen at det skulle innføres en naturindeks for Norge. Dette for å danne et bilde av utviklingstrender i norsk natur (som inkluderer kulturlandskapet) og dermed være bedre i stand til å oppnå målet om å stanse tapet av biologisk mangfold i Norge (Regjeringen Stoltenberg II 2005). I 2010 kom den første Naturindeksen i Norge (Nybø 2010). Her er norsk natur delt inn i ni økosystemer og tilstanden til hver av disse ble regnet ut basert på 309 indikatorer. Åpent lavland ble betegnet som et av de to økosystemer med dårligst tilstand vurdert opp mot referansetilstanden. Åpent lavland inkluderer åpen semi-naturlig slåtte- og beitemark, kystlynghei og åpen naturlig mark (Norderhaug m.fl. 2010). Følger man NiN 2.0-rammeverket (Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}) inkluderer dette hovedtypene semi-naturlig eng, kystlynghei, åpen grunnlendt naturmark i lavlandet og boreal hei. Alle semi-naturlige naturtyper i åpent lavland er klassifisert som rødlistede (dvs. semi-naturlig eng, kystlynghei og boreal hei) hovedsakelig som følge av gjødsling eller opphørt drift (beite og slått) som resulterer i gjengroing (Norderhaug og Johansen 2011). Også en naturtype som kan defineres under Naturindeks-definisjonen naturmark i lavlandet, har rødlistestatus: åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (Erikstad og Bakkestuen 2011). Også for denne naturtypen er opphør av eller redusert beite en av årsakene for status som sårbar, men arealpress og utbygging er likevel vurdert som den viktigste trusselen for denne naturtypen. Noe data på arealendringer av de semi-naturlige vegetasjonstypene er tilgjengelig (eksempler fra overgangen mellom boreal og alpin sone, semi-naturlig eng og boreal hei: Olsson m.fl. 2000; Bryn 2008; Wehn 2009; Wehn m.fl. 2011 og 2012; eksempler fra boreal sone; semi-naturlig eng: Hamre m.fl. 2007; eksempler på kystlynghei: Moen m.fl. 2006; Johansen m.fl. 2015^a). Alle disse eksemplene rapporterer om en nedgang i arealet av semi-naturlige naturtyper, men felles for studiene er at det kun er få og relativt små lokaliteter som inngår i datagrunnlaget. Data fra kartlegging av kystlynghei, slåttemark og naturbeitemark er offentlig tilgjengelig gjennom Naturbase og dokumenterer noe av utbredelsen av semi-naturlig natur i lavlandet i Norge. Det er benyttet 309 indikatorer for å evaluere naturens tilstand i Naturindeks for Norge 2010. Dette var både arter (direkte indikatorer) og indirekte indikatorer som sier noe om potensialet for biologisk mangfold (Direktoratet for Naturforvaltning 2010). I 2010 ble grunnlaget for utregning av tilstand for økosystemet åpent lavland basert på 30 direkte (13 fugler, fem karplanter, fire sopper, fire moser og fire insekter) og to indirekte indikatorer (tilstand gras og urterik mark og tilstand kystlynghei; Certain m.fl. 2011). På grunn av stor variasjon både i klima og naturgrunnlag ellers, er ikke de direkte indikatorene representative for alt areal av åpent lavland i Norge. For eksempel har flere av artene en geografisk utbredelse som er mindre enn utbredelsen til naturtypen arten representerer. I tillegg er noen av disse artene også utbredt i andre økosystem. Derfor ble de to indirekte indikatorene vektet opp når naturindeks for åpent lavland skulle kalkuleres.

En utfordring i utregninga av naturindeks for Norge 2010, er at data som definerer tilstand i åpent lavland er mangelfull. Kartlegging av semi-naturlig natur i ulike prosjekter dokumenterer at mange forekomster og relativt store areal med semi-naturlig eng er i gjengroing som følge av at den grunnleggende hevdformen er endret (se referanser over). Likevel er kun 13 av de direkte

indikatorene basert på faktiske registreringer av artenes utvikling (ved observasjon av forskjellige mål på utbredelse). For de to indirekte indikatorene samt 17 av de direkte indikatorene (altså 59 %) ble indikatorverdien bestemt basert på ekspertvurderinger (Certain m.fl. 2011). Ekspertvurderinger var den beste tilnærmingen man hadde i 2010, men man så et stort behov for bedre arealdata samt en metodikk for angivelse av tilstandsverdier for de to indirekte indikatorene (Norderhaug m.fl. 2010). Om kvaliteten på Naturindeks for Norge skal bli bedre, er det et behov for økt arealrepresentativ informasjon om tilstand og hvordan denne endres. I tillegg vil vi med en etablert overvåkning få bedre arealtall som senere kan benyttes i Naturindeks, rødelistevurdering, utvikling av handlingsplaner etc. Den beste metoden for å oppnå kunnskap om endringer er at overvåkning etableres. I og med at naturtypene i åpent lavland er i relativt små og spredte arealer vil, en fullstendig kartlegging være utfordrende. Det bør derfor etableres en metode og et overvåkingsopplegg som kan gi et representativt utvalg av arealer som inkluderer den naturvariasjon som er tilstede i Norge.

Natur i Norge

Rammeverket for all kartlegging gjort gjennom de delundersøkelser beskrevet i denne rapporten, baseres i hovedsak på Natur i Norge (NiN 2.0; Halvorsen m.fl. 2015^{a,b,c}; Bryn & Halvorsen 2015). Siden det meste av arbeidet ble utført før det endelige rammeverket versjon 2.0, var ferdigstilt, ble noe basert på beskrivelser presisert i rammeverkets versjon 1.0 (Halvorsen m.fl. 2009).

NiN består av tre deler som er typeinndeling, lokale miljøvariabler og et beskrivelsessystem. En naturtype er definert som «Ensamlet type natur som omfatter alle levende organismer som forekommer sammen på et gitt sted og miljøforholdene som virker der, samt natur med et ensartet preg forårsaket av systematiske mønstre i forekomsten av observerbare strukturer og elementer». I NiN beskrives naturtyper på 3 nivåer: hovedtypegrupper, hovedtyper og grunntyper. I dette prosjektet har vi kartlagt naturtyper på hovedtypenivå.

Her vil vi presisere definisjoner og beskrivninger i NiN som har vært grunnlaget for kartlegginger gjennom delundersøkelsen i denne rapporten.

Semi-naturlig mark

Semi-naturlig jordbruksmark er omtalt i NiN 1.0 som:

«helhetlig system på øko-naturtypenivå som gjennom lang tid med kontinuerlig, moderat intensiv hevd (langvarig ekstensiv grunnleggende hevd, det vil si uten fysisk endring av markstrukturen, for eksempel ved dyppløying, og med ubetydelig innsåing av nye arter, gjødsling eller bruk av sprøytemidler) har fått særpregete markegenskaper og struktur og/eller funksjon; kulturmarka er vesentlig forskjellig fra naturmark i den forstand at et annet sett av lokale basisøkokliner er nødvendig for å beskrive hovedtrekk i variasjonen».

Videre er den beskrevet som et samfunn av stedege arter og intakt jordstruktur og derfor et helhetlig jord system med diasporebank og biotiske relasjoner som mykorrhiza.

Den grunnleggende menneskeskapte forstyrrelsen i semi-naturlig mark er basert på ekstensiv hevd. Hevd defineres som «regelmessig menneskebeting aktivitet som opprettholder spesifikke naturtyper gjennom forstyrrelse, eventuelt i kombinasjon med tiltak for å fremme landbruksproduksjon; aktiviteter og påvirkninger som inkluderes i hevdbegrepet er slått, beiting og husdyrtråkk, brenning, jordbearbeiding, rydding, sprøyting, gjødsling, høsting av tresjikt, såing og vanning; bestemte hevdbetingete naturtyper forutsetter bestemte hevdregimer». Om et menneskeskapt areal er semi-naturlig blir bestemt av den lokale miljøvariabelen hevdintensitet (Tabell 1). Semi-naturlig eng har ingen eller kun svake spor etter gjødsling. Om gjødsling er regelmessig, arter er innsådd og/eller arealet er sprøytet eller pløyd, er naturtypen basert på et sterkt endret system og den faller følgelig ikke inn under definisjonen av semi-naturlig system.

Tabell 1. Den lokale miljøvariabelen hevdintensitet (HI) som beskrevet i NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015^c).

HI	Trinnbetegnelse	Hoveddel	Beskrivelse
8	Svært intensiv	Sterkt endret mark	Fulldyrket.
7	Intensiv	Sterkt endret mark	Ryddet, pløyd og tilrettelagt for maskinell høsting.
6	Nokså intensiv	Sterkt endret mark	Regelmessig gjødslet; innsådde jordbruksvekster; sprøytet; spor etter pløying.
5	Svakt intensivt	Semi-naturlig mark	Spor etter gjødsling, men likevel et sterkt innslag av arter med liten-moderat toleranse overfor gjødsling.
4	Ekstensivt	Semi-naturlig mark	Uten spor etter gjødsling; preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning.
3	Nokså ekstensivt	Semi-naturlig mark	Relativt regelmessig ryddet (delvis); preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning, men med moderat intensitet.
2	Svært ekstensivt	Naturlig mark	Tydelige spor etter beiting men ikke ryddet; beiteskog i skogsmark.
1	Uten hevd	Naturlig mark	Uten hevdpreg.

Hevdintensitet 6 er (i tillegg til beskrivelsen i Tabell 1) beskrevet som «nokså intensiv hevd på grunn av enten regelmessig gjødsling og/eller spor etter innsådde arter og pløying men kan fremdeles ha preg av semi-naturlig eng».

Hovedtyper av semi-naturlige mark inkludert i delundersøkelsene beskrevet i denne rapporten

Semi-naturlig eng (tilsvarer kulturmark i NiN 1.0):

«Semi-naturlig eng omfatter engpregete, åpne eller tresatte økosystemer som er formet gjennom ekstensiv («tradisjonell») hevd (beite og slått, eller oftest en kombinasjon av beite og

slått) og brukt til jordbruksproduksjon gjennom lang tid, ofte hundrer av år. Marka i semi-naturlig eng kan, men behøver ikke, være ryddet for stein. Semi-naturlig eng omfatter arealenheter som ikke har synlige fysiske spor etter pløying eller tilsåing med fôr- og matvekster og som mangler eller bare har svake spor etter gjødsling og/eller sprøyting.»

Semi-naturlig strandeng:

«Åpne, engpregete økosystemer i øvre del av fjærebeltet (midt-øvre geolitoral og supralitoral), som er formet gjennom ekstensiv («tradisjonell») hevd (oftest beite, men også enkelte steder slått) og bruk til jordbruksproduksjon gjennom lang tid, ofte hundrer av år.»

Semi-naturlig våteng:

«Semi-naturlig mark (HI: 3-5; Tabell 1) med grunnvannsspeil som det meste av året står høyt nok til at definisjonen av våtmark er tilfredsstillt, og som mangler torvproduksjon.»

Hovedtyper av sterkt endret mark diskutert i delundersøkelsene beskrevet i denne rapporten

Oppdyrket varig eng:

«jordbruksmark preget av intensiv hevd uten hyppig markbearbeiding, det vil si at mark som gjødsles, sprøytes, tilsås etc., men ikke jevnlig pløyes opp».

Sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng:

«Mark som kombinerer egenskapene «sterkt endret mark», det vil si som er resultatet av planering, utfylling el.l., og et ekstensivt hevdregime, det vil si at marka gjennom forholdsvis lang tid (i hvert fall noen tiår) er slått eller beitet som om det var en semi-naturlig eng og derfor har trekk i artssammensetning og utseende som overfladisk minner om semi-naturlig eng».

Oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng:

«Sterkt endret jordbruksmark, det vil si arealer som har vært gjenstand for intensiv hevd, men som i forholdsvis lang tid (i hvert fall noen tiår) er slått eller beitet som om det var en semi-naturlig eng og derfor har trekk i artssammensetning og utseende som overfladisk minner om semi-naturlig eng».

Hovedtyper av naturlig mark diskutert i delundersøkelsene beskrevet i denne rapporten

Skogsmark (tilsvarer fastmarksskogsmark i NiN 1.0):

«Naturlig mark som er sterkt preget av langvarig innflytelse fra trær».

Overgangen fra semi-naturlig eng til fastmarksogsmark er definert å ha inntruffet når det er etablert en andre tregenerasjon (Halvorsen m.fl. 2009). Videre er «normalskogen» definert til å være: «tilnærmet ensaldret og én- eller fåsjiktet» og suksesjonen som: «en (rask), i stor grad

forutsigbar suksesjon med fem stadier, fra åpen fase f.eks. etter flatehogst (trinn 1, skog under fornying), til gammel skog (trinn 5)» (Halvorsen 2009).

Naturlig variasjon som påvirker semi-naturlig mark

En semi-naturlig eng varierer langs regionale- og lokale gradienter. Disse gradientene beskrives i NiN 2.0 som karakteriserende kilder til variasjon: «basal naturegenskap som er særlig viktig for å forklare variasjon i sammensetning av (eventuelt også struktur i) karakteriserende naturegenskaper på et gitt naturmangfold-nivå» (Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}). I NiN 1.0 ble noen av disse omtalt som økokliner: «en arealenhets grunnleggende egenskaper» (Halvorsen m.fl. 2009). Viktige regionale kilder til variasjon (Regional naturvariasjon i følge NiN 2.0 terminologien) i semi-naturlig eng er bioklimatiske soner og seksjoner (Halvorsen m.fl. 2009), i hovedsak «naturlige» og «stabile» miljøgradienter. Viktige lokale kilder til variasjon inkluderer lokale komplekse miljøgradienter (LKM, i følge NiN 2.0 terminologien). De LKM med høyest påvirkning på biologiske egenskaper i en semi-naturlig eng er: kalkinnhold (KA), hevdintensitet (HI), kildevannspåvirkning (KI), uttørkingsfare (UF), sandstabilisering (SS), slåttemarkspreg (SP), vannmetting (VM). Påvirkningseffekten av disse synker med rekkefølgen over (Halvorsen m.fl. 2015^a), men som beskrevet over er hovedargumentet for at arealet skal inneholde semi-naturlig eng er en viss forekomst av hevd (grunnleggende hevdintensitet: trinn 3-5; Tabell 1). En beskrivelse av hevdintensitet, kildevannspåvirkning og slåttemarkspreg som kan overføres og anvendes i en beskrivelse av semi-naturlig eng til utvikling av åpent lavland i Naturindeks for Norge, er tilgjengelig gjennom NiN 2.0 rammeverket (Tabell 2; Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}). Tilsvarende beskrivelser av kalkinnhold, uttørkingsfare, sandstabilisering, og vannmetting fins ikke. De gradienter som er beskrevet i NiN 2.0 er tilpasset skog, fjell og dyner.

I tillegg til disse miljøvariablene som i følge NiN 2.0 er definert som "variabler som hver består av flere enkeltmiljøvariabler som samvarierer i mer eller mindre sterk grad, og som gir opphav til variasjon i artssammensetning på relativt fin romlig skala og som har en virkning som vedvarer over relativt lang tid [typisk mer enn 100(-200) år]", vil også semi-naturlig eng være påvirket av miljøvariabler som endrer de biologiske egenskapene over kortere perioder. I NiN-systemet kalles variasjon grunnet slike påvirkninger, tilstandsvariasjon og defineres som: "variasjon i miljøforhold som gir opphav til mønstre som er observerbare i et relativt kort tidsrom [typisk mindre enn 100(-200) år] og som ikke endrer det aktuelle systemets grunnleggende egenskaper, og den variasjonen i artssammensetning den gir opphav til". Tilstandsvariabler definert i NiN 2.0 som påvirker semi-naturlig eng er: Jordbruk (aktuell bruksintensitet, beitedyr, beitetrykk, gjødsling, høsting av tresjiktet og slåtteinntensitet), rask suksesjon (rask gjenvekstsuksesjon i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng), fremmedartsinnslag, forsuring og spor etter tunge kjøretøy. Brukes NiN 2.0 rammeverket skal tilstandsvariablene beitedyr og høsting av tresjiktet registreres som binomiske variabler (0/1); aktuell bruksintensitet, beitetrykk, gjødsling og slåtteinntensitet som ordnede faktorvariabler (Tabell 3); rask suksesjon som en ikke-ordnet faktorvariabel (Tabell 5a); spor etter tunge kjøretøy som en andelsvariabel og fremmedartsinnslag og forsuring som referansebaserte andelsvariabler (R7-måleskalaen; Tabell 5b).

Tabell 2. De lokale komplekse miljøvariablene a) kalkinnhold, b) hevdintensitet, c) kildevannspåvirkning, d) uttørkingsfare, e) sandstabilisering, f) slåttemarkspreg, g) vannmetting og h) semi-naturlig hevdregime som beskrevet i NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}).

Trinn og betegnelse	Beskrivelse	
a) Kalkinnhold		
1	Fattig	
2	Intermediær	
3	Nokså rik	
4	Svært rik	
b) Hevdintensitet		
5 Svakt intensivt	Spor etter gjødsling, men likevel et sterkt innslag av arter med liten-moderat toleranse overfor gjødsling.	
4 Ekstensivt	Uten spor etter gjødsling; preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning.	
3 Nokså ekstensivt	Relativt regelmessig ryddet (delvis); preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning, men med moderat intensitet.	
c) Kildevannspåvirkning¹⁾		
0 Ingen	Ingen regelmessig tilførsel av grunnvann eller bevegelig overflatevann.	
1 Meget svak	Regelmessig tilførsel av bevegelig overflatevann, men ikke tilstrekkelig til at kildevannspåvirkningen av artssammensetningen er observerbar.	
2 Svak	Svak kildevannspåvirkning, men tilstrekkelig til å gi observerbar effekt på artssammensetningen (markert flush-effekt som indikerer tilførsel av bevegelig grunnvann med kildevannsegenskaper).	
d) Uttørkingsfare		
	Frisk	
	Tørkeutsatt	
e) Sandstabilisering		
	Stabilisert	
	Uten preg av sandmark	
f) Slåttemarkspreg		
	Beitepreget	Preget av beite som dominerende hevdform.
	Slåttepreget	Preget av slått som dominerende hevdform.
g) Vannmetting		
	Veldrenert	
	Vekselfuktig og fuktig	
h) Semi-naturlig hevdregime		
	Beite og/eller slått	
	Lyngbrenning	

¹⁾ For semi-naturlig eng har man i NiN 2.0, bare delt inn i to klasser: ingen og svak påvirkning.

Tabell 3. Beskrivelse av de ordnede faktorvariabel-trinnene i tilstandsvariablene a) Aktuell bruksintensitet b) beitetrykk, c) gjødsling og d) slåtteinntensitet (NiN 2.0; Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}).

Trinn og betegnelse	Beskrivelse
a) Aktuell bruksintensitet	
3 Nokså ekstensiv	Semi-naturlig mark som relativt regelmessig ryddes, i hvert fall delvis, og som bærer preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning, men med moderat intensitet.
4 Ekstensiv	Semi-naturlig mark uten spor etter gjødsling, som bærer preg av lang tids beiting, slått og/eller brenning.
5 Svakt intensiv	Semi-naturlig mark med spor etter gjødsling, men som likevel har et sterkt innslag av arter med liten eller moderat intensive overfor gjødsling.
b) Beitetrykk	
1 Ingen beitespor	-
2 Lavt	Spor etter beiting på prefererte arter.
3 Moderat	Omfattende spor etter beiting på prefererte arter, og på ikke-prefererte arter.
4 Nokså høyt	Beitepreget vegetasjon, med en artssammensetning som hovedsakelig består av beitebegunstigede arter.
c) Gjødsling	
1 Ingen	Uten spor etter gjødsling.
2 Svært lett	Svært sporadisk, manuell, selektiv gjødsling med kunstgjødsel (eller husdyrgjødsel) i fast form, sporadisk, uten klare (observerbare) utslag på artssammensetningen.
3 Middels intensiv	Manuell selektiv gjødsling med kunstgjødsel eller husdyrgjødsel i fast form, som kan ha vedvart en del år, men som ikke er tilstrekkelig til å slå ut nitrogenfølsomme arter som er typisk for semi-naturlig mark.
d) Slåtteinntensitet	
1 Slås ikke	-
2 Sporadisk utmarksslått	Sporadisk slått i utmark, langs åkerkanter etc.
3 Regelmessig utmarksslått	Regelmessig slått i utmark, på myr, langs strender etc.
4 Årlig, sein slått på innmark	Årlig slått på innmark med sikte på produksjon av dyrefôr; tørking på bakken, i høystakker eller oppsamling til rundballeproduksjon; på et tidspunkt etter at et flertall av slåttemarksartene har fullført reproduksjonen.
5 Årlig, tidlig slått på innmark	Årlig høysommerslått på innmark med sikte på produksjon av dyrefôr; tørking på bakken, i høystakker eller oppsamling til rundballeproduksjon; på det tidspunktet som er gunstigs med hensyn til førets næringsverdi og biomasse.

I tidligere faser av NiN var en tilstandsvariabel kalt gjengroingstilstand klassifisert langs en firedelt skala (Norderhaug m.fl. 2012; Tabell 4) inkludert. Gjengroingstilstand ble definert som:

«Variasjon på mark som tidligere er utnyttet til jordbruksformål etter at bruken har opphørt eller er blitt sterkt redusert».

Denne viste seg veldig kompleks og derfor fjernet i NiN 2.0. og delvis erstattet av tilstandsvariabelen «Rask gjenvekstsuksesjon i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng» hvor kun artssammensetning ble lagt til grunn for definisjon av stadiene (Tabell 5a).

Tabell 4. Beskrivelser av trinnindeler for tilstandsvariabelen gjengroingstilstand (GG) til bruk i NI-prosjektet i 2011.

Trinn og betegnelse	Beskrivelse
1 I bruk	I kultur- og kunstmark (HI > 2).
2 Brakkleggings-fase	I begynnende gjengroing mot en ettersuksesjons-tilstand av naturmark; artssammensetningen er vesentlig mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden, men brakkleggingen fører til opphoping av strø og sterk reduksjon av små urter; under skoggrensa typisk karakterisert ved at vedvekster mangler eller forekommer svært spredt.
3 Tidlig gjenvekstsuksesjonsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark; men artssammensetningen er mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden <i>eller</i> kjennetegnet ved at et busk- eller tresjikt er i så sterk utvikling at en undervegetasjon av kulturmarksarter er vesentlig redusert i artsantall og artsmengder; under skoggrensa er dette trinnet typisk karakterisert ved forekomst av vedvekster (kratt og/eller lavvokst eller åpen skog).
4 Sein gjenvekstsuksesjonsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjons-tilstand av naturmark; artssammensetningen er mer lik ettersuksesjonstilstanden enn arealer i aktiv bruk <i>eller</i> kjennetegnet ved et så tett busk- eller tresjikt at en undervegetasjon nesten mangler; under skoggrensa typisk karakterisert ved forekomst av tett- og høgvokst skog eller kratt.
Etter-suksesjons-tilstand	Artssammensetningen kan ikke skilles fra sammenliknbare natursystemer på naturmark og systemet har nådd en endringstakt som ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere 'retning' enn disse natursystemene. I lavlandet kjennetegnes ettersuksesjonstilstanden av at første tregenerasjon har gått inn i oppløsningsfasen og at dødved finnes, og av en artssammensetning som er mer eller mindre typisk for naturmarkssystemer.

Tabell 5. Beskrivelse av trinnene i a) den ikke-ordnet faktorvariabel tilstandsvariablene rask suksesjon og b) den referansebaserte andelsvariablen (R7-måleskalaen) som skal anvendes for å kvantifisere fremmedartsinnslag og forsuring (NiN 2.0; Halvorsen m.fl. 2015^c).

Trinn og betegnelse	Beskrivelse
a) Rask gjenvekstsuksesjon i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng.	
1 Intakt semi-naturlig mark	Semi-naturlig eng, strandeng, kystlynghei eller våteng som brukes på en måte som opprettholder ekstensivt hevdpreg.
2 Brakkleggingsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark; artssammensetningen er vesentlig mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden.
3 Tidlig gjenvekstsuksesjonsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark artssammensetningen er mer lik arealer i aktiv bruk enn ettersuksesjonstilstanden.
4 Sein gjenvekstsuksesjonsfase	I gjengroing mot en ettersuksesjonstilstand av naturmark; artssammensetningen er mer lik ettersuksesjonstilstanden enn arealer i aktiv bruk.
Ettersuksesjons-tilstand	Artssammensetningen kan ikke skilles fra sammenliknbare natursystemer på naturmark og systemet har nådd en endringstakt som ikke lenger er vesentlig raskere og/eller har klarere «retning» enn disse natursystemene.
b) R7-måleskalaen for registrering av fremmedartsinnslag og forsuring	
1 Nulltrinn	Referansesituasjon der ingen effekt av påvirkningen på artssammensetningen kan observeres/intakt preg av semi-naturlig eller sterkt endret mark.
2 Svak effekt	Artssammensetningen inneholder minst én art eller en annen klar indikasjon på effekt av påvirkningen.
3 Nokså svak effekt	Artssammensetningen inneholder flere arter og/eller andre indikasjoner på effekt(er) av påvirkningen, men ulikheten med nulltrinnets karakteristiske artssammensetning er mye mindre enn (<1/7 av) ulikheten med ekstremtrinnet.
4 Middels sterk effekt	Stor ulikhet i artssammensetning både med nulltrinnet og med ekstremtrinnet, men klart størst likhet med nulltrinnet.
5 Nokså sterk effekt	Ulikhet i artssammensetning omtrent like stor med nulltrinnet og ekstremtrinnet.
6 Sterk effekt	Stor ulikhet i artssammensetning både med nulltrinnet og med ekstremtrinnet, klart størst likhet med ekstremtrinnet.
7 Ekstremtrinn	Referansesituasjon der artssammensetningen ikke eller nesten ikke inneholder arter som kjennetegner nulltrinnet/ettersuksesjonstilstand.

Formål

Dette prosjektet har gått over tre faser som sammen skal danne grunnlaget for helhetlig overvåkning av semi-naturlig eng i Norge. I rapporten «Kulturmarkseng i Naturindeks – utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåkning og forvaltning» (Norderhaug m.fl. 2012) basert på resultater fra de to første fasene, ble det foreslått et konkret opplegg for overvåkning av semi-naturlig eng. Ved hjelp av romlig prediksjonsmodellering ble det foreslått å etablere prøveflater for overvåkning som kan gi arealrepresentative data på arealdekning, tilstand og endringer i semi-naturlig eng. Et slikt overvåkingsopplegg vil gi viktig informasjon om endringer i jordbrukets kulturlandskap. De romlige prediksjonsmodellene vil danne grunnlaget for lokalisering av prøveflater. Forslaget er å etablere prøveflater i 20 småruter (500 m × 500 m) i hvert av 100 storruter (1km × 1km). I ett utvalg av disse prøveflatene (alle i fem av de faste smårutene i 40 av de faste storrutene) ble det foreslått å overvåke biologisk mangfold (av karplanter) og tilstand i semi-naturlig eng.

Biologisk mangfold ble foreslått overvåket ved å registrere artslistor med enkle mengdeangivelser (se Tabell 13). I tillegg ble det foreslått å gjøre forenklete populasjonsregistreringer ved hjelp av «rutenettmetoden». I 10 referanseområder, eksempelvis i spesielle verdifulle kulturlandskap i landbruket eller i handlingsplanområder, ble det foreslått å ha en basisovervåkning basert på smårutefrekvens, prosentvis dekning og relevante miljøvariabler i 50 1 m × 1 m fastruter i hvert referanseområde.

Etter de to første fasene gjensto det fremdeles noen spørsmål som måtte avklares. I rapporten (Norderhaug m.fl. 2012) ble det synliggjort en rekke spørsmål som viser kunnskapsmangler i forhold til en overvåkning av semi-naturlig eng:

- Er det mulig å lage klare nok kriterier for avgrensning av polygoner med semi-naturlig eng?
- Hva er den optimale metoden for kartlegging:
 - Flyfoto tolkning?
 - Feltkartlegging?
 - En kombinasjon?
- Hvilke tilstandsvariabler er mulig å kartlegge og hvilke metoder er mest effektive?
- Hvordan er validiteten (= i hvilken grad kan man trekke gyldige slutninger om det man har satt seg som formål å undersøke?) på artslistene og mengdeangivelsene basert på metoden foreslått?
- Hvor mange og hvor store observasjonsenheter er nødvendig for å gi pålitelige svar i effektstudier og andre overvåkingsrelaterte undersøkelser?

I siste fase av dette prosjektet ble det derfor gjennomført delundersøkelser med det mål å utvikle tilstrekkelig kunnskap slik at arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng i Norge på nasjonal basis kan bli igangsatt.

I denne rapporten vil fire av delundersøkelsene bli beskrevet:

- 1) Bruk av enkel modellering til å predikere områder med potensielt høy sannsynlighet for utbredelse av semi-naturlig eng.

2) Kartlegging og avgrensing av semi-naturlig eng:

a) Bruk av tilgjengelig offentlig statistikk og flyfoto.

b) Identifisering og avgrensning av naturtypen gjennom feltundersøkelser.

3) Registrering av biologisk mangfold:

a) Størrelse på og antall studieenheter.

b) Forekomst, frekvens og mengde av artene;

Hvilke biologiske egenskaper bør inkluderes?

4) Registrering av miljøvariabler:

a) I felt.

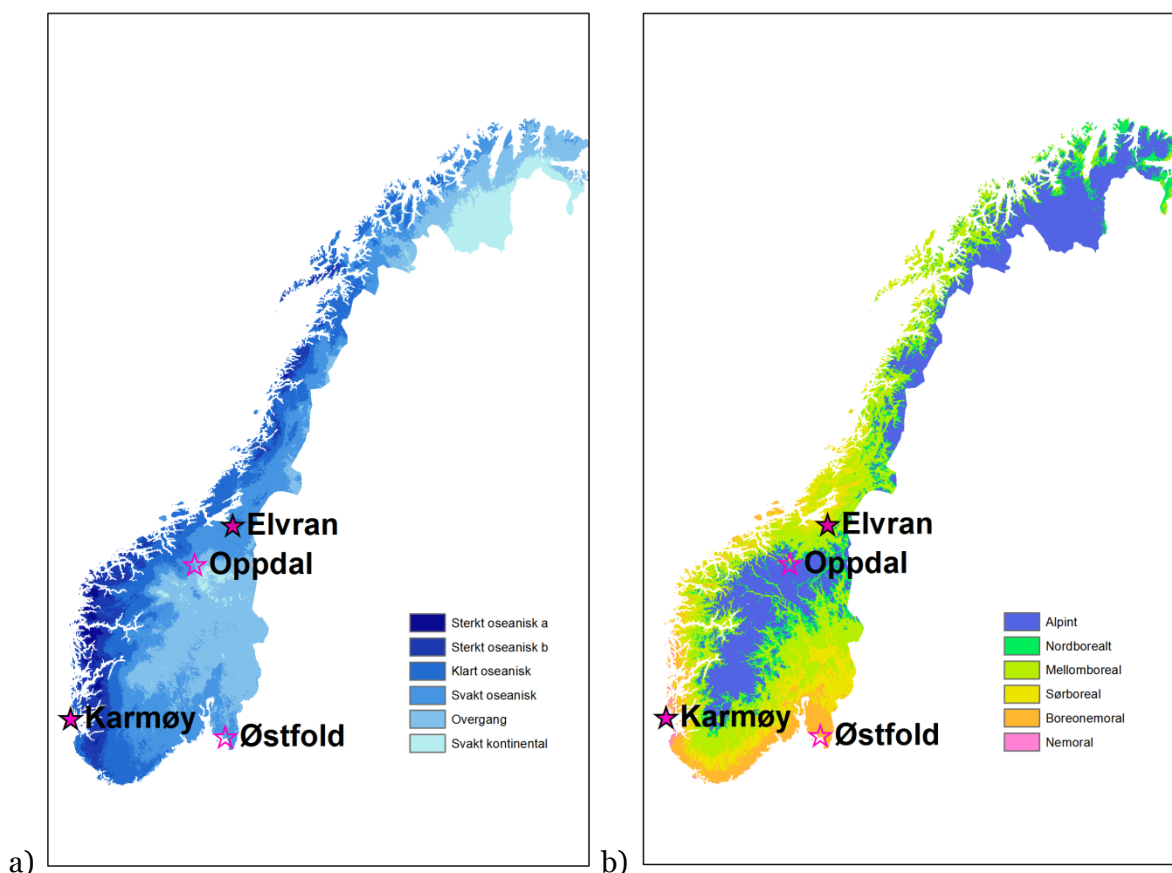
I tillegg til dette ønsket vi gjennom disse delundersøkelsene å gi estimat på tidsbruk (=ressursbruk) for de forskjellige metoder beskrevet.

I Norderhaug m.fl. (2012) ble det foreslått å modellere utbredelse av semi-naturlig eng ved å bruke modelleringsalgoritmen MaxEnt. Denne algoritmen er blitt mye brukt for å modellere forekomst av arter, men kan òg brukes for å modellere forekomsten av en naturtype slik som i dette prosjektet (se Halvorsen 2012). Fordi prediksjonsmodeller for de aktuelle regionene ikke ble ferdige i tide før festsesongen, valgte vi å bruke en GIS (Geografisk Informasjons System) overlay-modellering som grunnlag for lokalisering av studieområder (Delundersøkelse 1). Et opplegg basert på prediksjonsmodellering og MaxEnt vil likevel bli skissert i sluttrapporten fra prosjektet.

1. BRUK AV ENKEL MODELLERING TIL Å PREDIKERE OMRÅDER MED POTENSIELT HØY SANNSYNLIGHET FOR FOREKOMST AV SEMI-NATURLIG ENG

Naturgrunnlaget i Norge er svært variert grunnet variasjon i klima, berggrunn og topografi (Figur 1). Semi-naturlig eng er lokalisert i alle vegetasjons- soner og seksjoner (Naturtypebasen v1.1) og derfor vil naturtypen også variere gitt nivå på vannmetning, kalkinnhold og regional artsdiversitet.

Gjennom tidligere faser av dette prosjektet er semi-naturlig eng kartlagt i fjellområder i Midt-Norge (Oppdal) og lavlandet på Østlandet (Østfold) (Norderhaug m.fl. 2012) (Figur 1). Vi ønsket å få et kunnskapsgrunnlag basert på flere bioklimatiske forhold enn tidligere. Studieområdene i denne siste fasen av prosjektet ble derfor lagt til Sør-Vestlandet og Midt-Norge



Figur 1. Lokalisering av studieområdene i forhold til bioklimatiske miljøgradienter; a) seksjoner og b) soner i Norge. ★ : studieområder i fase 3 (Karmøy og Elvran); ☆ : studieområder i de to første fasene av prosjektet (Oppdal og Østfold). Kartene over bioklimatiske gradientene er fra Bakkestuen m.fl. (2008).

Delmål

Før undersøkelser i de to regionene kunne bli iverksatt, var det nødvendig å definere og avgrense studieområder; Sør-Vestlandet (Rogaland, nord for Boknafjorden eller Hordaland) og Midt-Norge (Nord-Trøndelag eller Nordland). Målet med denne delundersøkelsen var derfor å definere studieområder med antatt høy sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng.

Metode

Studieområder ble valgt ut ved hjelp av enkle prediksjonsmodeller og overlay-analyser i ArcMap (Esri ArcMap 10.1). Oppløsningen var som foreslått i Norderhaug m.fl. (2012); 10 km × 10 km storruter inndelt i småruter på 500 m × 500 m.

Grunnlagkartene for prediksjonene var Statistisk Sentralbyrås 10 km × 10 km og 500 m × 500 m rutenett (lastet ned fra: <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/geodata>). Først ble en storroute (10 km × 10 km) med høy sannsynlighet for semi-naturlige eng utbredelse valgt ut i hver region. Deretter ble 30 småruter (500 m × 500 m) i begge disse storrutene valgt ut. I tillegg til 20 småruter som er anbefalt til bruk i etablering av fastruter for overvåkning i Norderhaug m.fl. (2012), ble i tillegg 10 småruter valgt ut for å muliggjøre en evaluering av prediksjonene.

Tabell 6. Trinnsvis prosedyre for å velge ut studieområder; a) En storroute (10 km × 10 km) i to regioner og b) 30 småruter (500 m × 500 m) i hver region. Kjennetegnende arter = arter som karakteriserer eller er sterkt bundet til vegetasjonstypen (Fremstad 1997). En nærmere forklaring på hvert trinn er gitt i teksten nedenfor.

	Trinn 1	Trinn 2	Trinn 3	Trinn 4
a) Storroute	Forekomst av kjennetegnende plantearter for semi-naturlig eng	I lavlandet og minimum 50 % landareal	Rangering basert på kjennetegnende arter + dyrka og beita areal	Tilgjengelighet
b) Smårute	Gruppe 1: Dyrka og beita areal og/eller kjennetegnende arter → Høy sannsynlighet			
	Gruppe 2 Alt annet → Lav sannsynlighet			

Prediksjonsmodell storruter (10 km × 10 km)

En trinnsvis prosedyre ble benyttet for å velge storruter med potensiell høy utbredelse av semi-naturlig eng (Tabell 6a).

Trinn 1.

Det første trinnet besto i å knytte kartfestede forekomst av karplanter til 10 km x 10 km rutenettet i de to regionene ved bruk av overlay-analyser i ArcMap. Utbredelseskart over artenes forekomst ble hentet fra Artskart 1.6 (Artsdatabanken og GBIF-Norge © 2007-2014; lastet ned fra: <http://artskart.artsdatabanken.no/FaneArtSok.aspx>). Kun de observasjoner med geografisk nøyaktighet på 500 m eller bedre ble inkludert i analysen. Artene ble delt i to klasser; 1) kjennetegnende arter for semi-naturlig eng (= arter som karakteriserer eller er sterkt bundet til vegetasjonstypen (Fremstad 1997) og 2) andre arter. De kjennetegnende artene ble definert basert på et datasett under utvikling i NiN (upublisert) hvor arter i norsk flora er kategorisert etter hvilke naturtyper de er spesielt tilknyttet. De storrutene som inneholdt flere enn 50 observasjoner av de kjennetegnende artene og hvor forholdet mellom antall observasjoner av disse og de andre artene var over 0,1, ble inkludert videre i utvelgelsesprosedyren.

Trinn 2.

En terrengmodell og AR5 (arealressurskart i målestokk 1:5000; Bjørkelo m.fl. 2009) ble knyttet til de gjenværende storrutene ved bruk av overlay-analyser i ArcMap. De storrutene som besto av mer enn 50 % landarealer og hvor gjennomsnittshøyden var under 500 moh ble valgt ut.

Trinn 3.

En rangering av de gjenværende storrutene i hver region ble gjennomført ut fra på forhånd fastsatte kriterier. Rutene ble sortert etter antall observasjoner av kjennetegnende arter for semi-naturlig eng og gitt verdi; høyest verdi til den storruten med høyest antall observasjoner. Semi-naturlig eng er ikke en arealklasse i AR5 og det er derfor ikke mulig å bruke AR5 til å avgrense semi-naturlig eng. Semi-naturlige eng vil som regel inngå sammen med andre naturtyper i arealtypene overflatedyrka jord og innmarksbeite i AR5. Det ble derfor antatt at det er størst sannsynlighet å finne semi-naturlig eng i områder hvor det er overflatedyrka jord og innmarksbeite i følge AR5. I hver region ble derfor storrutene også rangert etter areal med overflatedyrka jord og innmarksbeite; høyest verdi til den storruten med størst areal av disse to arealtypene. Verdiene fra rangeringen basert på forekomsten av kjennetegnende arter og rangeringen basert på areal av overflatedyrka jord og innmarksbeite ble så summert (Figur 2).

Trinn 4.

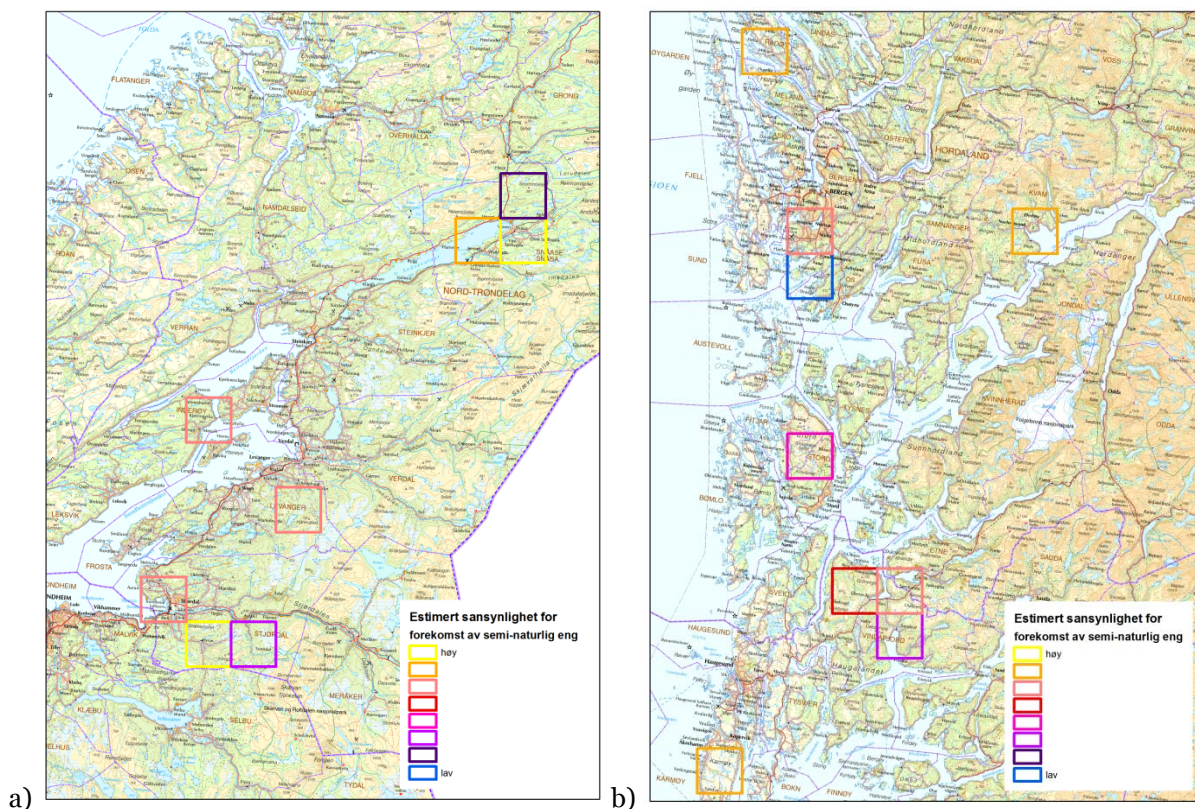
Av de storrutene i hver region med høyest sum (fra trinn 3) ble én valgt ut til studieområde. Denne ble valgt ut med tanke på tilgjengelighet for effektiv gjennomføring av feltarbeid.

Prediksjonsmodell småruter (500 m x 500 m)

En trinnvis prosedyre ble også benyttet for å velge 30 500 m x 500 m småruter i hver storrute (Tabell 6b).

Trinn 1.

Smårutene ble klassifisert i to grupper. Gruppe 1 inneholdt småruter med antatt høy sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng. Det ble antatt høy sannsynlighet i småruter med tilstedeværelse av arealtypene overflatedyrka jord og/eller innmarksbeite (AR5; Bjørkelo m.fl. 2009) og/eller hvor kjennetegnende plantearter var registrert i Artskart. Gruppe 2 inneholdt resten av smårutene i storruta. Småruter fra gruppe 2 ble inkludert i studiet for å teste om vi hadde oversett småruter som inneholdt semi-naturlig eng ved å bruke kriteriet over.



Figur 2. Storrutene (10 km × 10 km) som gjenstod etter trinn 2 i utvelgelsesprosedyren i a) Midt-Norge og b) Vestlandet. Disse ble rangert etter areal av overflatedyrka jord og innmarksbeite basert på AR5 (arealressurskart) og antall kjennetegnende plantearter for semi-naturlig eng (Artskart).

Trinn 2.

Småruter fra gruppe 1 og gruppe 2 ble valgt tilfeldig men forkastet om de grenset mot hverandre. Antall småruter med estimert høy sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng varierte mellom de to storrutene. Det endelige antall småruter valgt ut ble bestemt ut fra forholdstallet mellom antall småruter med estimert høy sannsynlighet og antall småruter med estimert lav sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng. Vi bestemte på forhånd at antall småruter skulle være minst 20 % og maksimum 10 småruter.

Evaluering av prediksjonsmodellene

Den enkle GIS-modelleringen brukt for å velge ut studieområder, ble evaluert ved at vi estimerte sannsynligheten for to typer av feil i prediksjonene – ofte omtalt som Type I og Type II feil. En Type I feil har vi dersom en smårute er tilordnet gruppen med høy sannsynlighet for å inneholde semi-naturlig eng, men småruten likevel ikke inneholder naturtypen. Type II feil har vi derimot dersom en smårute er tilordnet gruppen med lav sannsynlighet for å inneholde semi-naturlig eng, men naturtypen likevel finnes i ruten. Frekvensen av de to typene feil ble estimert basert på data fra feltundersøkelser og metodikk beskrevet i delundersøkelse 2.

Resultat

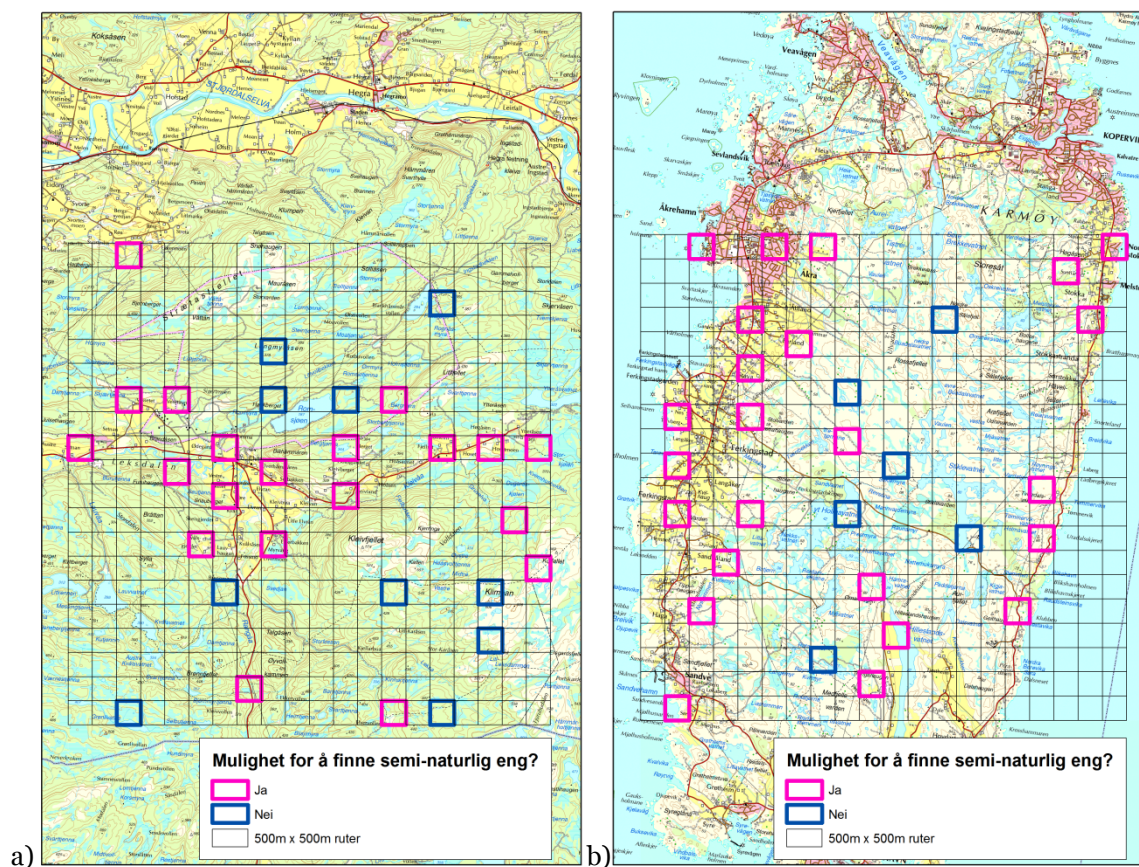
Basert på den trinnvise prosedyren for utvelgelse av storruter ble to studieområder på 10 km × 10 km valgt ut: Elvran i Midt-Norge og Karmøy på Vestlandet (Figur 1, 2). Det var 74 småruter med høy estimert sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng i Elvran. Tjue av disse ble valgt ut til videre undersøkelser i tillegg til ti av de rutene med lav estimert sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng (Figur 3a). På Karmøy ble 24 av 191 smårutene med høy estimert sannsynlighet og 6 av de med lav estimert sannsynlighet for forekomst av semi-naturlig eng valgt ut (Figur 3b).

Semi-naturlig eng ble gjennom feltundersøkelsene ikke funnet i noen av smårutene med estimert lav sannsynlighet for forekomst av naturtypen. I Elvran forekom ikke naturtypen i tre av smårutene med estimert høy sannsynlighet. På Karmøy ble ikke naturtypen observert i fem av smårutene med estimert høy sannsynlighet. I gjennomsnitt var dermed Type I feil (en smårute er feilaktig definert til potensielt å inneholde semi-naturlig eng) 18 % mens Type II feil (en smårute er feilaktig definert til ikke potensielt å inneholde semi-naturlig eng) var ikke tilstede (0 %).

Diskusjon

En feilkilde ved en prediksjonsmodell er at et fenomen man ønsker å finne blir oversett (Type II feil). Denne feilkilden ble ikke funnet i denne undersøkelsen. Dermed kan vi påstå at påliteligheten til denne relativt enkle øvelsen for å velge områder for videre undersøkelser, var høy. Kriteriene som ble definert og brukt i den trinnvise utvelgelsesprosedyren var relevante og gode. Problemet med en prediksjonsmodell med høy Type I feil i kartleggingssammenheng, er økte kostnader i forbindelse med søk etter naturtypen i arealer hvor naturtypen likevel ikke finnes. Når 18 % av prediksjonene er en Type I feil, er det en relativt høy feilfrekvens for denne feilkilden. Flere relevante kriterium burde inngått i modellen som ble brukt for å velge ut rutene brukt i undersøkelsen. Arbeidet med en mer avansert prediksjonsmodell ved bruk av MaxEnt som skissert i Norderhaug m.fl. (2012) tilsier at den modellen som er under utvikling vil gi bedre resultater. Vi konkluderer derfor med at flere relevante kriterier burde ha blitt inkludert i modelleringen. Den mer avanserte metoden foreslått i Norderhaug m.fl. (2012) tillater

undersøkelser av hvilke kriterier som er egnet og vil derfor forhåpentligvis også gi en lavere verdi på Type I feil.



Figur 3. 30 småruter (500 m × 500 m; rosa og blå) valgt ut i a) Elvran, Midt-Norge og b) Karmøy, Vestlandet. Det svarte rutenettet viser de utvalgte storrutene (10 km × 10 km).

Oppsummering

En enkel GIS-modellering var en tilstrekkelig metode for å finne egnede studieområder for disse delundersøkelsene.

2. KARTLEGGING OG AVGRENSING AV SEMI-NATURLIG ENG

I de to første fasene av prosjektet, ble kartlegging av semi-naturlig eng ved bruk av flyfoto og feltundersøkelser sammenlignet. Disse sammenligningene viste at kartlegging ved hjelp av infrarøde (IR) flyfoto og historiske svart-hvitt flyfoto var en lovende kartleggingsmetode, men at noen arealer med semi-naturlig eng kan være vanskelig å oppdage på flyfoto og derfor vil bli oversett (jf. Norderhaug m.fl. 2012). Undersøkelsene i disse første fasene, viste også et behov for bedre definerte avgrensingskriterier for feltkartlegging. For å utvikle bedre avgrensingskriterier må vi ha kunnskap om feilkilder forbundet ved flyfototolkning og feltarbeid. Det er nødvendig å undersøke om arealene kartlagt som semi-naturlig eng ved flyfototolkning men som ikke er registrert i felt, er semi-naturlig eng eller andre hovedtyper. Videre er det nødvendig å finne ut hvorvidt og i hvilken grad kartleggingene både i felt og ved flyfototolkning, er personavhengige. For å finne om eksisterende avgrensingskriterier er klare nok, må dette testes.

For å etablere prøveflater (semi-naturlig eng avgrenset som polygoner på kart) til overvåkning av areal og tilstand, må feltundersøkelser benyttes for å få nøyaktig nok avgrensning (Norderhaug m.fl. 2012). En grundig feltundersøkelse av tjue 500 m × 500 m småruter i hver av hundre 10 km × 10 km storruter (som er foreslått i Norderhaug m.fl. 2012), vil imidlertid kreve store ressurser. En metode som kombinerer bruk av digital informasjon, flyfoto og feltarbeid ble derfor før denne delundersøkelsen foreslått for å redusere kostnadsnivået (se Tabell 7). Denne metoden ble antatt å være besparende i forhold til kun å gjennomføre feltbefaringer. I denne delundersøkelsen har vi forsøkt å estimere hvor mye tidsforbruket blir redusert ved først å gjøre en oversiktskartlegging ved hjelp av flyfoto før detaljert kartlegging i felt. Faren ved flyfototolkning er at ikke alle arealer med semi-naturlig eng vil bli fanget opp. Det er derfor nødvendig å estimere hvor mye areal som faller utenfor ved en slik metode.

Tabell 7. Foreslått metode for kostnadseffektiv etablering av prøveflater for overvåkning av semi-naturlig eng i utvalgte 500 m × 500 m småruter.

Trinn	Beskrivelse
1	Anvende tilgjengelig informasjon på arealbruk (AR5), historiske flyfoto og IR og farge flyfoto til å lokalisere potensielle semi-naturlige enger.
2	Undersøke i felt kun de arealer som ved trinn 1 var definert som potensiell semi-naturlig eng.
3	Avgrense og kartlegge semi-naturlig eng i felt ved bruk av håndholdt felt-PC hvor man har flyfoto tilgjengelig.

Delmål

Delmål i denne delundersøkelsen var å:

- Teste kvaliteten på den foreslåtte metoden som kombinerer bruk av tilgjengelig digital informasjon (inkludert flyfoto) og feltarbeid.
- Teste størrelsen på feilkilder gitt personavhengighet (både ved feltregistreringer og ved flyfototolkning) og metodevalg (kombinasjon av digital informasjon, flyfoto og feltundersøkelser eller bare feltundersøkelser) både på smårute og semi-naturlig eng nivå.
- Estimere tidsbruk ved forskjellige metoder.

Naturen i storrutene (studieområdene)

Elvran (Figur 4a)

På Elvran er andelen areal med intensiv bruk betydelig lavere enn på Karmøy. Det er mye skog, fortrinnsvis gran, i området, men også mye brakklagt mark. Samtidig var mye av de jordbruksarealer som ble undersøkt under feltarbeidet så godt gjødslet at det ble kategorisert som HI 6. De fleste semi-naturlig enger kartlagt i denne delundersøkelsen, var i gjengroing. De fleste relativt tørre. Hevdintensitet her sammenligna med Karmøy, var noe lavere med flest arealer i kategorien HI 4. Dette skyldes antageligvis mindre bruk av gjødsel.

Småengkall som er klassifisert som en kjennetegnde art for semi-naturlig eng, forekom mange steder, men ofte sammen med følblom, engsoleie, engsyre, kvitkløver, rødkløver, sølvbunke og markrapp. Disse økte ofte i mengde med økt gjødslingsgrad. Dermed ble ikke småengkall nødvendigvis ansett som en god indikator for semi-naturlig mark (dvs i spennet HI 3 - HI 5). I tillegg sto den ofte i utkanten av mark som ble vurdert til HI 6. For ett areal å bli vurdert som semi-naturlig eng, måtte det derfor være innslag av andre kjennetegnde arter for semi-naturlig eng. Mye sølvbunke spredt utover (altså ikke i tuer) ble tatt som tegn på jevnlig gjødslingspåvirkning på slåttemark (sterkt endret system).

Karmøy (Figur 4b)

Store deler av Karmøy er preget av lang tids intensiv bruk. Skog har ikke vært utbredt i historisk tid, men i de siste 50-60 årene er innplanting (i hovedsak av sitkagran, men også ulike typer furu) foretatt.

Store deler av jordbruksarealene er tydelig og jevnlig gjødsla, noe som ble bekrefta gjennom samtaler med grunneiere. Engene i områdene i nærheten av gårdene som er tilgjengelig med traktor, er ofte gjødsla med husdyrgjødsel mens enger lengre unna i mange tilfeller er gjødsla med kunstgjødsel. Jordbruksarealer med mindre gjødselspreg (hevdintensitet (HI) 5 og nedover langs hevdintensitet-gradienten (Tabell 1)) er ofte i gjengroing da de ligger brakk eller har lavere

beitetrykk. Artene som dominerer her er arter mer kjennetegnet for kystlynghei. De første til å etablere seg etter at lavere hevdintensitet er blitt etablert er smyle og blåtopp. I semi-naturlige enger er gulaks ofte forekommende og kan være dominerende art. Denne arten ble antatt å være karakteristisk på mark der gjødsling er veldig svak eller har opphørt (dvs i tidlig gjengroingsstadium). Englodnegras forekommer i mengder proporsjonalt med gjødslingsfrekvensen, og dominerer ved høy næringstilgangen (og da sammen med bl.a. myrtistel, engsyre og hvitkløver). Englodnegras ble derfor anvendt i felt som indikator på gjødsling. Enger med jevn forekomst av englodnegras ble stort sett klassifisert som HI 6, spesielt om også typiske innsåingsarter som engrapp og raigras, samt kamgras var utbredt. Knappsiv ble anvendt som en indikator på god nitrogenmengde. Denne arten forekom i godt beita og jevnlig gjødslet mark, i hovedsak på noe fuktig grunn.



Figur 4. Typisk semi-naturlig eng vegetasjon i a) Elvran og b) Karmøy. Foto: S. Lundemo.

Metode

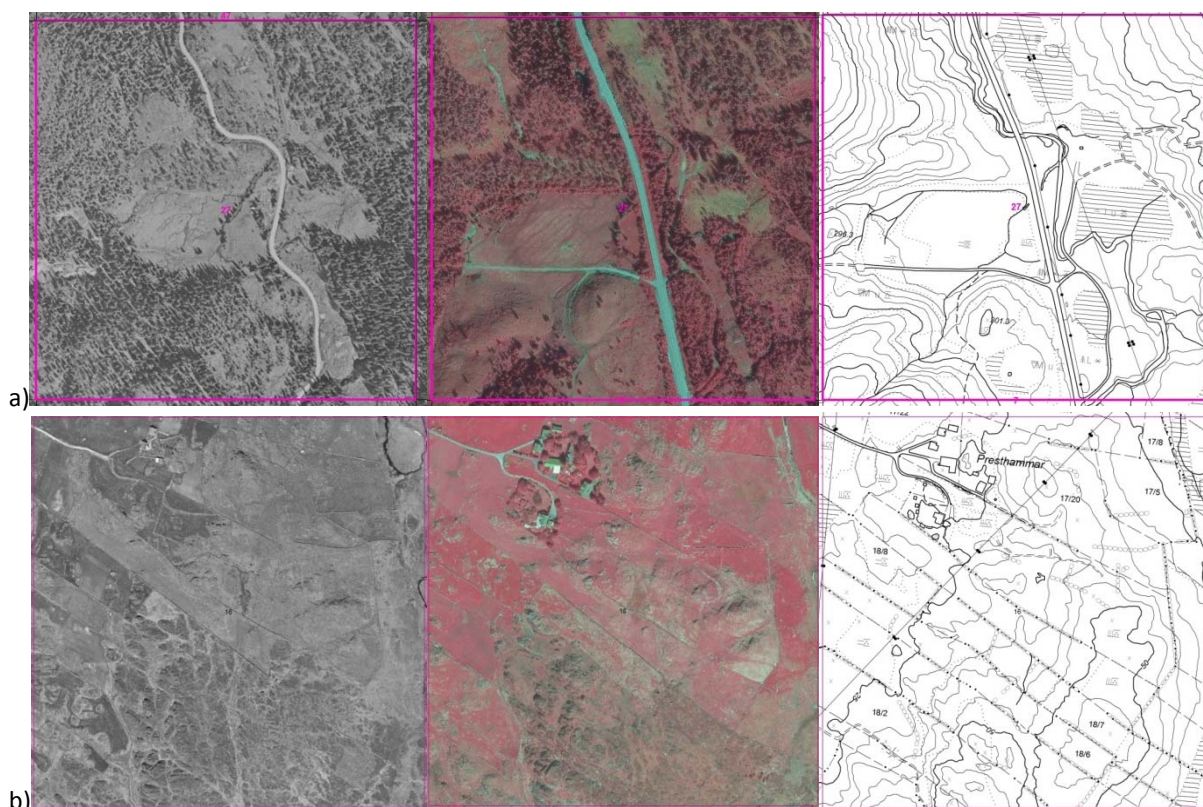
Kartlegging

Småruter (500 m × 500 m) fra hver storrute (Elvran og Karmøy; 10 km × 10 km) ble kartlagt ved bruk av to metoder: 1) feltregistreringer (gjort av feltkartleggere) og 2) en kombinasjon av digital informasjon, flyfoto og feltundersøkelser (gjort av flyfototolkere). I begge metodene ble det benyttet IR flyfoto, farge flyfoto, historiske svart-hvite flyfoto og topografisk kart med informasjon om arealtyper (AR5: Arealressurskart, målestokk 1:5 000; Figur 5; Tabell 8). Farge flyfoto var tilgjengelig som ortofoto mens IR og svart-hvite flyfoto ble geo-referert i ArcMap (Esri ArcMap 10.1) før kartleggingen startet. I Elvran ble 30 småruter undersøkt ved bruk av begge metodene. På Karmøy ble 30 småruter undersøkt av feltkartleggerne, og 25 småruter undersøkt av flyfototolkerne. Her ble fem småruter oppsøkt av flyfototolkerne før kartleggingsprosessen startet for å gjøre seg kjent med vegetasjonen i denne regionen. Alle forskerne registrerte tid de brukte til kartleggingen.

Tabell 8. Flyfotoserier benyttet for kartlegging og avgrensning av semi-naturlig eng.

Storrute	IR Dato; oppløsning	Svart-hvit Dato; målestokk; oppløsning	Farge Dato; oppløsning
Elvran	19.09.2009; 0,5 m	23.06.1959; 1:25 000; 0,35 m 14.07.1963; 1:35 000; 0,5 m	10.06.2010; 0,1 m
Karmøy	21.07.2013; 0,25 m	01.06.1955; 1:15 500; 1 m	09.06.2013; 0,1 m

Både gjennom den feltbaserte metode (gjort av feltforskere) og den databaserte metoden (gjort av flyfototolkere), ble kartleggingen gjort av to forskere uavhengig av hverandre. Det vil si at i hver storrute var det fire forskere som uavhengig av hverandre kartla og registrerte semi-naturlig eng. De to flyfototolkerne kartla både på Karmøy og i Elvran, mens bare en av feltkartleggerne utførte kartlegging i begge storrutene. Minste kartleggingsenhet var 100 m² (målestokk 1:2 500; Bryn og Halvorsen 2015). I tillegg til semi-naturlig eng, ble også semi-naturlig strandeng og semi-naturlig våteng kartlagt på grunnlag av de kriteriene for identifisering av disse hovedtypene i NiN-dokumentasjonen som var tilgjengelig på tidspunktet kartleggingen ble gjennomført.



Figur 5. Historisk flyfoto (1955 og 1959), IR flyfoto (2009 og 2013) og topografisk kart over en 500 m × 500 m smårute a) i Elvran og b) på Karmøy hvor det ble predikert sannsynlighet for at det skulle finnes semi-naturlig eng.

Feltbasert kartlegging av feltkartleggere

Detaljert kartlegging og digital avgrensning av polygoner som inneholdt semi-naturlig eng (målestokk 1:2 500) ble kun gjort i felt. Alle de 30 utvalgte smårutene i hver storrute ble undersøkt. Alt areal i rutene ble undersøkt og polygoner med semi-naturlig eng avgrenset i et GIS (Geografisk Informasjonssystem; QGIS Desktop 2.2.0 - Valmiera) direkte på bærbar felt-PC (Handheld ALGIZ 10X) i felt (men se diskusjon). Alle tilgjengelige flyfoto og kart var med i felt, men disse var ikke blitt undersøkt på forhånd. Kartlegging og avgrensning ble gjennomført i tidsrommet 24. – 31. juli 2014 i Elvran og 1. – 11. juli 2014 på Karmøy.

Databasert kartlegging av flyfototolkere

En grov kartlegging av arealer med potensielle semi-naturlige enger gjort inne på kontoret. Tilgjengelig data ble visuelt tolket ved hjelp av ArcMap (Esri ArcMap 10.1) før potensielle arealer ble merket av på papirkopier av flyfoto. Målsettingen var å identifisere potensielle arealer med semi-naturlig eng og ikke å utføre mest mulig presis avgrensning av disse arealene.

Følgende kriterier ble trinnvis brukt for å identifisere områder som semi-naturlig eng:

Trinn 1; Historiske svart-hvite flyfoto (Tabell 8):

Åpne områder uten tresjikt, uten pløyespor, ujevn overflate (f. eks. forekomst av bart berg), nærhet til vei, gårdsbruk, forekomst av rydningsrøyser eller andre «landbruksidentifiserende objekter» (kulturspor i NiN-terminologi) ble merket og undersøkt videre.

Trinn 2; Farge og IR flyfoto av nyere dato (Tabell 8):

De områder som fra historiske flyfoto viste potensielle arealer, men som på flyfoto av nyere dato var tresatt, ble ansett som semi-naturlig eng i gjengroing. De arealer som fremdeles var åpne ble tolket på grunnlag av farge, struktur, mønster, form og fargetetthet på ikketresatte arealer. Det kan være vanskelig å skille semi-naturlig eng fra mer oppdyrkede enger og fra myr eller lynghei på historiske og farge-flyfoto. Dette er enklere ved tolking av IR flyfoto. I et IR flyfoto er fargekanalene gjengitt i fotoet basert på styrken på reflektert lys i det røde fargespekteret, det grønne fargespekteret og det infrarøde (IR) fargespekteret. Styrkeverdier i det røde blir gjengitt som grønt, i det grønne som blått og i det IR som rødt. Engvegetasjon vil da i et IR flyfoto samlet gi et fargespekter fra lyserosa til mørk rosa og rødt. Sterke og kraftige rødfarger skyldes ofte frodig vegetasjon som for eksempel gjødslete arealer dominert av grasarter. Skrinn vegetasjon på tørr mark har lys rosa/rosa farge. En semi-naturlig eng gir derfor som oftest lysere røde farger. Struktur og mønstre i bildet kan også gi mye informasjon om arealene. Jordbearbeiding og fjerning av stein gir for eksempel en homogen overflate, mens arealer som kun er beitet vil ha en mer heterogen overflate (Sickel & Norderhaug 2004). Refleksjonen som blir gjengitt i den infrarøde kanalen på et IR flyfoto er vist å korrelere positivt med fotosynteseproduksjon (Jensen 2000). Styrken på rødfargen vil derfor variere gjennom sesongen. Om man skal sammenligne arealer basert på IR flyfoto er det derfor en klar fordel å kunne sammenligne foto tatt under samme flygning.

Trinn 3; AR5-kart:

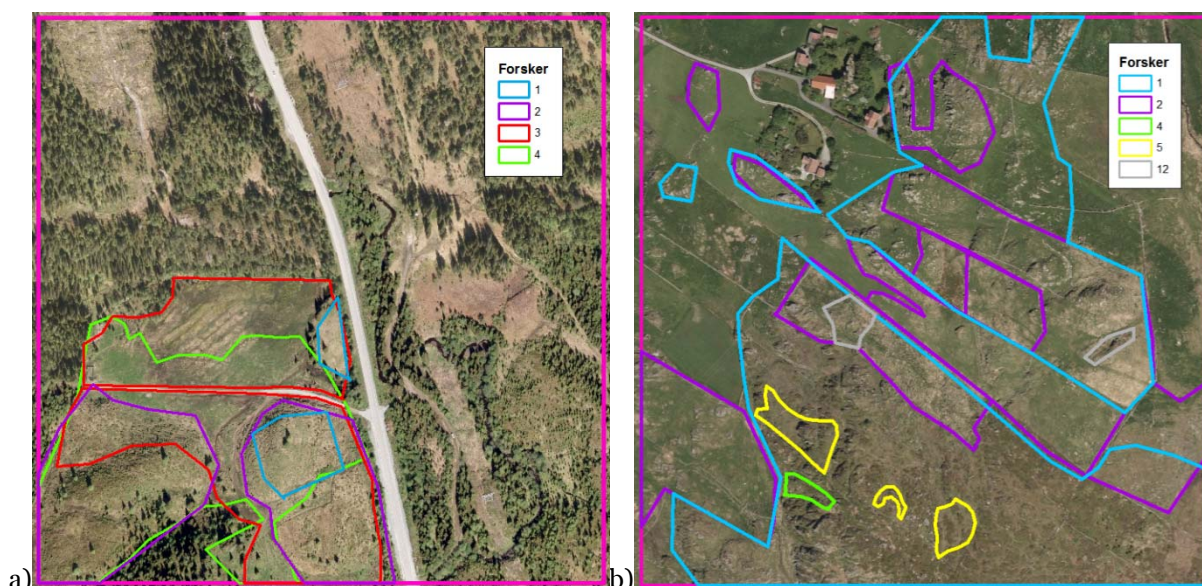
De områder man fremdeles var usikre på ble tolket videre basert på AR5's arealressurstyper (Bjørkelo m.fl. 2009). Informasjon om arealressurstyper ble hentet fra WMS laget: Toporaster2. Dette WMS laget er tilgjengelig i kartkatalogen fra Geonorge, Kartverket. Om arealene her var definert som fulldyrka jord eller myr, utgikk disse som potensiell semi-naturlig eng.

Trinn 4; Feltsjekk:

Etter analysering av datamateriale samlet av de fire forskerne i hver region (se under), ble det foretatt feltsjekk (gjort av de to flyfototolkerne sammen) i arealer som begge flyfototolkerne hadde klassifisert som potensielle semi-naturlige enger men ikke av de to feltkartleggerne. 10 småruter ble undersøkt i Elvran og 11 på Karmøy. For lettere å lokalisere de potensielle arealer man ønsket å evaluere, ble et nettbrett (Sony Xperia) med QGIS for Android (QuantumGIS 2.0.1 – Dufour) anvendt. Feltsjekk ble gjennomført i tidsrommet 10. – 11. september 2014 i Elvran og 9. – 10. oktober 2014 på Karmøy.

Estimering av feilkilder og tidsbruk

For å definere personavhengighet ble gjennomsnitt og variasjon (spredning) på antall og areal kartlagt av de forskjellige forskerne kalkulert. Sammenligningene ble først gjort på smårutenivå (i hvilke småruter ble det registrert semi-naturlig eng) og deretter på engnivå (hvor var det registrert semi-naturlig eng).



Figur 6. Ett eksempel på variasjon mellom personer og metoder. Kartlagte og avgrensede semi-naturlige enger (polygoner) i en smårute i Elvran (a) og på Karmøy (b). 1 og 2 er potensielle semi-naturlige enger kartlagt av to flyfototolkerne (Trinn 1-3 i den databaserte metoden). 3, 4 og 5 er avgrensinger av semi-naturlig eng gjort av tre feltkartleggere. 12 er avgrensinger av semi-naturlig eng gjort av de to flyfototolkerne i samarbeid i en feltsjekk (Trinn 4 i den databaserte metoden).

Basert på de tre første trinnene i den databaserte kartleggingen (av flyfototolkerne), ble det først regnet ut antall småruter og arealer identifisert til å potensielt inneholde semi-naturlig eng ($a_{\#}$). Deretter ble det regnet ut antall arealer som inneholdt semi-naturlig eng identifisert gjennom begge metodene; feltbasert (av feltkartleggerne) og databasert (av flyfototolkerne) ($b_{\#}$). Utrekning av hvilke av de potensielle arealer som inneholdt semi-naturlig eng ble basert på både data fra feltkartleggerne og feltsjekken gjort av flyfototolkerne. Til slutt ble summen av alle observerte polygon som inneholdt semi-naturlig eng (gjennom begge metodene) kalkulert ($c_{\#}$). Avgrensinger av semi-naturlig eng gjort av de forskjellige kartleggerne var ulike. I noen arealer inneholdt et areal avgrenset av en kartlegger, flere små arealer avgrenset av en annen kartlegger (se Figur 6). I andre tilfeller grenset arealer kartlagt av forskjellige forskere mot hverandre. Når $c_{\#}$ ble regnet ut, ble det største polygonet som inneholdt flere små, regnet som ett polygon. Det samme ble polygon som grenset mot hverandre.

Feltkartleggerne digitaliserte nøyaktige polygon i et GIS. Basert på disse avgrensingene ble arealet av semi-naturlig eng kartlagt av hver av de to feltkartleggerne regnet ut (bA). Det samme ble totalt areal kartlagt av begge feltkartleggerne (cA). Areal ble regnet i ArcMap (Esri ArcMap 10.1).

En viktig feilkilde å ta hensyn til i kartlegging av semi-naturlig eng er muligheten for å feilbedømme et areal til å være semi-naturlig eng når dette ikke er tilfelle; Type II feil. En annen feilkilde er å overse en semi-naturlig eng; Type I feil. Basert på tallene beskrevet over, ble disse to feilkildene regnet ut.

Vi antok at Type II feil kun ble gjort gjennom den databaserte metoden. I realiteten kan likevel Type II feil forekomme også ved feltkartlegging; spesielt dersom naturtypen ikke er klart nok definert eller kartleggeren ikke har en god nok forståelse av definisjonen. Ikke alle potensielle arealer som ikke ble kartlagt av feltkartleggerne, ble sjekket i trinn 4 av flyfototolkerne (y). Dette ble tatt hensyn til og formelen vi anvendte for å regne ut Type II feil var derfor:

$$(a-y-b) / a-y$$

Polygoner med semi-naturlig eng ble avgrenset ulikt av de forskjellige forskerne og b kunne derfor ikke anvendes direkte i utregninga av Type I feil. Antall semi-naturlig eng-arealer oversett av hver kartlegger, ble derfor også regnet ut (y) og formelen anvendt for å regne ut Type I feil var:

$$y/c$$

Til slutt ble gjennomsnitt og varians (spredning) av tid brukt av hver av forskerne i de to metodene regnet ut og sammenlignet.

Resultat

Totalt antall småruter som inneholdt semi-naturlig eng var 15 i Elvran og 19 på Karmøy, mens totalt antall semi-naturlige enger kartlagt var 45 i Elvran og 78 på Karmøy.

Forskerne kartla semi-naturlig eng ulikt, selv også når de anvendte samme metode (Figur 6; Tabell 9). Det forekom ofte at arealer var tolket som semi-naturlig eng av en forsker, men ikke av den andre. I tillegg ble ingen polygoner som inneholdt semi-naturlig eng avgrenset likt; ingen polygoner var like. Derfor kunne det forekomme at et areal som ble avgrenset som ett enkelt polygon av den ene forskeren, ble registrert som flere mindre polygoner av den andre forskeren (som beskrevet i metoden). Overlappende semi-naturlig eng polygon avgrenset av feltkartleggerne, areal der begge feltkartleggerne registrerte polygoner, utgjorde 21,8 % av totalt avgrensa areal i Elvran (som var 290 555 m²) og 33,4 % av totalt avgrensa areal på Karmøy (som var 319 885 m²).

Tabell 9. Sammenligninger på smårutenivå av kartlegging av semi-naturlig eng basert på to metodiske tilnærminger (feltbasert og databasert metode) i to storruiter (Elvran og Karmøy). Type II feil: En smårute er feilaktig definert til å inneholde semi-naturlig eng; $(a-y-b)/(a-y)$. Type I feil: En smårute er feilaktig definert til å ikke inneholde semi-naturlig eng; semi-naturlig eng er oversett; y/c . Tallene viser gjennomsnitt og spredning mellom forskerne som anvendte samme metode. $c_{\#}$: totalt antall småruter med semi-naturlig eng kartlagt gjennom begge metodene. $\#$: antall.

	Feltbasert metode	Databasert metode
Elvran		
$c_{\#} = 15$		
Antall potensiell småruter med semi-naturlig eng kartlagt ($a_{\#}$)		16,5 ± 0,5
Antall av potensielle ruter ikke undersøkt ved feltsjekk ($y_{\#}$)		1,5 ± 0,5
Antall småruter med semi-naturlig eng kartlagt ($b_{\#}$)	11,5 ± 0,5	15 ± 0
Antall småruter med semi-naturlig eng oversett ($y_{\#}$)	2,5 ± 0,5	0
Type I feil (%)	16,7 ± 3,4	0
Type II feil (%)	0³⁾	0
Karmøy		
$c_{\#}^{1)} = 19$; $c_{\#}^{2)} = 14$		
Antall potensiell småruter med semi-naturlig eng kartlagt ($a_{\#}$)	18 ± 2	
Antall av potensielle ruter ikke undersøkt ved feltsjekk ($y_{\#}$)	3,5 ± 1,5	
Antall småruter med semi-naturlig eng kartlagt ($b_{\#}$)	18 ± 0	13,5 ± 0,5
Antall småruter med semi-naturlig eng oversett ($y_{\#}$)	1 ± 0	0,5 ± 0,5
Type I feil (%)	5,3 ± 0	3,6 ± 3,6
Type II feil (%)	0³⁾	6,9 ± 0,2

1) Totalt småruter undersøkt av feltkartleggere: 30.

2) Totalt småruter undersøkt av flyfototolkere: 25.

3) Vi anser alle kartlegginger i felt som riktige.

Sammenligninger basert på kartlegging gjennomført av uavhengige kartleggere og to metoder, viser at den foreslåtte metoden (Tabell 7) ikke bare er tidsbesparende, men den fanger også opp ett større antall semi-naturlig eng enn kun å gjennomføre feltundersøkelser (Tabell 9 og 10 og Figur 6). Den antatte feilkilden å overse semi-naturlig eng ved tolkning av flyfoto og tilgjengelig arealinformasjon (den databaserte metoden gjort av flyfototolkere), var i tillegg lavere enn kun ved å utføre feltundersøkelser (Type I feil; Tabell 9 og 10). I den feltbaserte metoden (gjort av feltkartleggere) var andelen semi-naturlige eng oversett, veldig høy; rundt 50 %. I den databaserte metoden (gjort av flyfototolkere) lå denne feilkilden på rundt 20 %. Ved kun å tolke informasjon fra flyfoto og tilgjengelig areal informasjon, ble noen arealer feiltolket (Type II feil;

Tabell 9 og 10); Elvran: 18 % og Karmøy: 20 %. Den antatte feilkilden basert på personavhengighet var også relativt stor ved avgrensning av arealer som inneholder semi-naturlig eng ved begge metodene, men kanskje noe større i den feltbaserte metoden og spesielt i Elvran (Figur 6; tall på spredning i Tabell 9 og 10).

Tabell 10. Sammenligninger på engnivå av kartlegging av semi-naturlig eng basert på to metodiske tilnærminger (feltbasert og databasert metode) i to storruiter (Elvran og Karmøy). Type II feil: Ett areal er feilaktig definert som semi-naturlig eng; $(a-y-b)/(a-y)$. Type 1 feil: Ett areal er feilaktig definert til å ikke være semi-naturlig eng; semi-naturlig eng er oversett; y/c . Tallene viser gjennomsnitt og spredning mellom forskerne som brukte samme metode. $c_{\#}$: totalt antall arealer med semi-naturlig eng kartlagt gjennom begge metodene. c_A : totalt areal kartlagt av feltkartleggere. $\#$: antall A: areal (m^2).

	Feltbasert metode	Databasert metode
Elvran		
$c_{\#} = 45$		
Antall potensielle areal kartlagt ($a_{\#}$)		59 ± 14
Antall potensielle arealer ikke observert/sjekket i felt ($y_{\#}$)		28 ± 13,5
Antall areal kartlagt ($b_{\#}$)	20 ± 6	29 ± 0
Antall areal oversett ($y_{\#}$)	25 ± 7	8 ± 0
Type I feil (%$_{\#}$)	56 ± 16	18 ± 0
Type II feil (%$_{\#}$)	0³⁾	5 ± 2
$c_A = 290\,555m^2$		
Areal oversett (y_A)		113 593 ± 89 898
Type I feil (%$_A$)		39 ± 31
Tid (timer)	58,3 ± 1,8	12,6 ± 7,44)
Karmøy		
$c_{\#}^{1)} = 78$; $c_{\#}^{2)} = 59$		
Antall potensielle areal kartlagt ($a_{\#}$)		97,5 ± 19,5
Antall potensielle arealer ikke observert/sjekket i felt ($y_{\#}$)		31 ± 18
Antall areal kartlagt ($b_{\#}$)	58,0 ± 6	46 ± 6
Antall areal oversett ($y_{\#}$)	36 ± 8	11,5 ± 3,5
Type I feil (%$_{\#}$)	46 ± 10	20 ± 6
Type II feil (%$_{\#}$)	0³⁾	31 ± 8
$c_A = 319\,885m^2$		
Areal oversett (y_A)		106 595 ± 16 737
Type I feil (%$_A$)		33 ± 5
Tid (timer)	90 ± 5	22,8 ± 18,84)

1) Totalt småruiter undersøkt av feltkartleggere: 30.

2) Totalt småruiter undersøkt av flyfototolkere: 25.

3) Vi anser alle kartlegginger i felt som riktige.

4) + tid for feltsjekk (som i Elvran var 10 timer for 10 småruiter og på Karmøy 12 timer for 11 småruiter).

Mange arealer med semi-naturlig eng som hadde blitt oversett av begge feltkartleggerne i Elvran men registrert og sjekka av flyfototolkerne (totalt antall oversett av begge feltkartleggerne = 15), var semi-naturlig eng under gjengroing og med tresjikt (87 % av de som ble oversett; Tabell 11). Disse arealene er åpne enger på historiske flyfoto og bærer preg av å ha blitt ryddet og beitet og/eller slått for mindre enn 50 år siden. Selv om engene var under gjengroing var det ikke etablert en andre tregenerasjon og skogsmark. På Karmøy gjaldt dette for to (13 %) av de semi-

naturlige engene oversett av feltkartleggerne (totalt antall oversett av begge feltkartleggerne = 15; Tabell 11b). På Elvran ble det gjennom begge metodene totalt registrert 19 tresatte semi-naturlige enger (16 i sen gjengroing etter opphør av hevd av enger og 3 hogstflater med nyetablering av trær), mens på Karmøy ble det kun registrert tre tresatte semi-naturlige enger (grunnet gjengroing etter opphør av hevd).

Tabell 11. Antall enger oversett i de to storrutene (Elvran og Karmøy): Type I feil a) av begge feltkartleggerne men registrert i feltsjekk av flyfototolkerne og b) av en eller begge av flyfototolkerne men registrert av feltkartleggerne. HI = Hevdintensitet. Tot. = totalt antall enger oversett. Tresatt = antall enger oversett som er i gjengroing og ett tett dekke av trær er etablert, oversett kun av feltkartleggerne. Eng, våteng og strandeng = antall av hovedtypen semi-naturlig eng, semi-naturlig våteng og semi-naturlig strandeng oversett. Nyåpna = antall enger oversett som historisk var skogsmark; oversett kun av flyfototolkerne.

		HI	Elvran				Karmøy				
a)	Feltbasert		Tot.	Tresatt	Eng	Våteng	Tot.	Tresatt	Eng	Våteng	Strandeng
		5	1	1	1		7	1	5	2	
		4	8	6	8		7		6	1	
		3	6	6	6		1	1	1		
b)	Databasert		Tot.	Nyåpna	Eng	Våteng	Tot.	Nyåpna	Eng	Våteng	Strandeng
		5	4	1	4		10	0	7		3
		4	5	0	4	1	3	0	1	2	
		3	3	2	3		0	0			

Totalt var fem arealer som ble kartlagt som semi-naturlig eng av feltkartleggerne, skogkledde på de historiske flyfotoene i Elvran, tre av disse ble oversett av flyfototolkerne. Dette inkluderte 40 % av de semi-naturlige engene oversett gjennom den databaserte metoden i Elvran. På Karmøy gjaldt dette ingen arealer.

De tolv semi-naturlige engene som ble oversett ved bruk av den databaserte metoden i Elvran varierte i hevdintensitet. På Karmøy ble derimot 77 % av de semi-naturlige engene oversett av flyfototolkerne påvirket av svakt intensiv hevd (HI 5) (Tabell 11), dvs. den mest intensive kategorien av semi-naturlig eng. De få semi-naturlige engene oversett av feltkartleggerne i Elvran som ikke var tresatt, varierte i hevdintensitet. På Karmøy var hevdintensiteten på de semi-naturlige engene som ikke var tresatt, men oversett av feltkartleggerne, enten ekstensivt (HI 4) eller svakt intensiv hevdet (HI 5).

Tabell 12. Antall enger feilaktig tolket som semi-naturlig eng i de to storrutene (Elvran og Karmøy) fordelt på hvilke hovedtyper de var: Type II feil av begge flyfototolkerne. HI = Hevdintensitet.

Hovedtype	HI	Elvran	Karmøy
Skogsmark	2	4	
Oppdyrket varig eng	6	2	20
Oppdyrket varig eng	7	3	
Sterkt endret åpen fastmark med løsmassedekke	1	1	

Feltsjekk av arealer som hadde blitt evaluert som potensielle semi-naturlig eng av begge flyfototolkerne, men ikke av noen av feltkartleggerne (Type II feil), viste at disse engene hovedsakelig var oppdyrket varig eng med nokså intensiv og intensiv hevd (HI 6 eller 7); Elvran: 50 % og Karmøy: 95 % av de feiltolkede arealene (Tabell 12). Andre hovedtyper som feilaktig hadde blitt tolket som semi-naturlig eng av flyfototolkerne, var skrotemark og skogsmark.

Diskusjon

En kombinasjon av fjernanalyse og økologiske felt-undersøkelser er i andre kartleggingsprosjekter (nasjonale og europeiske) evaluert til å være den mest realistiske metoden å kartlegge natur etter (Østerrike: Peterseil m.fl. 2004; Spania: Bunce m.fl. 2006; Ungarn: Takács & Molnár 2009; Sverige: Ståhl m.fl. 2011; Europa: Bunce m.fl. 2008). Vårt delstudium viser at også når semi-naturlig eng skal kartlegges, er en metodikk som kombinerer bruk av flyfototolkning, tilgjengelig arealinformasjon (som areal ressurs kart (AR5)) og feltarbeid den mest kostnadseffektive metodikken. Erfaringen fra prosjektet er at datafangst fra eksisterende data (inkludert flyfoto) bør utføres i forkant av et feltarbeid. Feltarbeidet kan da begrenses til de potensielle arealer man har funnet gjennom datafangst fra flyfoto og tilgjengelig arealinformasjon gjort i forkant. Dette blir også argumentert for i ungarske og spanske kartleggings-prosjekter (Bunce m.fl. 2006; Takács & Molnár 2009). I gjennomsnitt ble det brukt 2,4 timer på å inventere en smårute i felt. Ved å bruke tid på kontoret til først å evaluere hvilke småruter som skal inventeres i felt, vil feltkostnadene gå ned. Det tok i gjennomsnitt 0,6 timer per smårute å tolke flyfoto og eksisterende arealinformasjon for slik å velge ut 1) småruter å undersøke og 2) hvilke arealer man burde inventere i hver av disse. Etter tolking av tilgjengelige data (flyfoto og arealressurskart), tok det i gjennomsnitt 1 time å inventere kun de potensielle arealene som var valgt ut. Om man da skal som anslått i tidligere faser av prosjektet, kartlegge 20 småruter i hver av 100 storruiter vil man så spare anslagsvis 1600 timer [4800 timer (2,4 timer × 20 × 100) – 3200 timer (1,6 timer × 20 × 100)]. Kanskje kan det være mulig å spare ennå mer tid dersom forarbeidet med flyfoto blir brukt til å identifisere ruter som sannsynligvis ikke inneholder semi-naturlig eng slik at disse kan utelukkes ved feltarbeid.

Det er liten sannsynlighet for å overse småruter som inneholder semi-naturlig eng ved flyfototolkning (Type II feil ved flyfototolkning var 0 i Elvran og 3,6 % på Karmøy). Denne delundersøkelsen viser at en kombinasjon av fangst fra eksisterende data og feltarbeid også fanger opp flere semi-naturlige eng sammenlignet med bare feltarbeid. En av årsakene er at det er utfordrende å skille semi-naturlig eng i sein gjengroing med tresjikt fra skogsmark i felt. Kunnskap om treets generasjonstid hos de trearter som er utbredt i studieområdet er derfor viktig. I tillegg vil identifiserings-raten av semi-naturlige eng under gjengroing bli høyere om man har kunnskap om det historiske landskapet. Historiske flyfoto er en god kilde til økt kunnskap om historisk bruk av landskapet (Guttormsen 2007). I den nye versjonen av NiN (versjon 2.0) er i tillegg artssammensetningen i arealer tillagt viktighet (Halvorsen m.fl. 2015^b). Forskjellige treslag gir opphav til varierende tidsintervaller på suksesjonsstadier. Dette gjør at flyfototolkning alene ikke er nok til å avgjøre om semi-naturlig eng er gått over til å bli skogsmark.

Også overgangen mellom semi-naturlig eng og varig oppdyrket eng kan i en del tilfeller være vanskelig å avgrense. Resultatene viser at arealer som ved datafangst fra flyfoto og eksisterende arealinformasjon blir feiltolket som semi-naturlig eng ofte er oppdyrket varig eng. I NiN systemet er overgangen mellom semi naturlig eng og oppdyrket varig eng basert på overgangen fra hevdintensitet 5 til 6. Denne glidende overgangen mellom semi-naturlig eng og oppdyrket varig eng er vanskelig å fange opp på flyfoto og helt umulig om man ikke anvender IR flyfoto. Derfor må dette kartlegges i felt. Gjødslings effekter er en av de viktigste påvirkningsfaktorene for semi-naturlig eng (Norderhaug og Johansen 2012) og det er derfor viktig at en overvåkningsmetodikk klarer å fange opp dette.



Figur 7. Høy gjødslings effekt tilsvare hevdintensitet 6 og semi-naturlig eng går over til å bli oppdyrket varig eng. Foto: S. Lundemo.

Enkelte andre arealer kan feiltolkes som semi-naturlig eng i felt. Eksempler på dette er hovedtypene sterkt endret fastmark med preg av semi-naturlig eng og oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng. Uten kunnskap om arealenes historikk, kan lett disse to hovedtypene bli klassifisert som semi-naturlig eng, spesielt oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng. Et areal som er blitt opppløyd for flere ti-år siden, men som siden kun er blitt preget av nokså ekstensiv til svakt intensiv hevd (HI 3-5) tilhører hovedtypen oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng. Visuelt kan enga være svært lik semi-naturlig eng og spor etter pløying kan være vanskelig å finne. Noen ganger kan dette ses på historiske flyfoto, men ofte kan eneste måten å få kunnskap om dette, være informasjon direkte fra brukere. Tre enger som ble kartlagt i dette delprosjektet, ble av en av feltkartleggerne klassifisert som semi-naturlig eng med

hevdintensitet 6. Dette fordi disse engene hadde et tydelig preg av oppgjødsling (Figur 7). Etter NiN 2.0 er disse engene da oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng. En av disse engene ble ikke observert av flyfototolkerne. En annen av engene ble ikke undersøkt av disse fordi denne engen lå i en smårute brukt til synfaring før flyfototolking. I tillegg ble alle disse engene oversett av den andre feltkartleggeren. Det er ikke kjent om andre arealer klassifisert som semi-naturlig eng i undersøkelsen egentlig tilhører en av naturtypene med sterkt endret mark med semi-naturlig preg. Slike klassifiseringsfeil kan ikke utelukkes, men vår vurdering er at sjansen for slike feil er liten.

I følge NiN 2.0, kan ikke sterkt endret hevdpreget mark gå over til å bli semi-naturlig hevdpreget mark. Semi-naturlig mark skal aldri ha vært influert av ekstensiv hevd hvor fysisk endring av markstrukturen har inntruffet. Kunnskap og evne til å se spor etter ekstensiv drift som pløying må læres, og selv om et areal er blitt pløyd for noen tiår eller lengre siden kan det igjen bli etablert helhetlige økosystemer både i jord og artssamfunn assosiert med semi-naturlig eng i feltsjiktet.



Figur 8. Kjenner man ikke brukshistorikken til arealer som dette, er det vanskelig å avgjøre om de er i tidlig suksesjon etter hogst av fastmarksskogsmark eller i tidlig suksesjon etter opphør av hevd i semi-naturlig eng. Dette arealet ble registrert som semi-naturlig eng påvirket av hevdintensitet 3 av begge feltkartleggerne. Foto: S. Lundemo.

Denne delundersøkelsen indikerer videre, at om man ikke kjenner brukshistorikken til arealene og anvender den feltbaserte metoden, kan det være vanskelig å skille hogstflater og semi-naturlig eng i gjengroing (Figur 8). Planter som er utbredt i semi-naturlig eng er lyskrevende

arter. Når en skog hogges og spredning og etablering tillater det, vil kjennetegnende arter for semi-naturlig eng også kunne finnes på hogstflater. Om kun artssammensetningen blir lagt til grunn, kan derfor hogstflater bli definert som semi-naturlig eng. Hovedtypen semi-naturlig eng inneholder kun arealer brukt til jordbruksproduksjon gjennom lang tid, kanskje hundrevis av år (Halvorsen m.fl. 2015^c). Derfor inkluderer mange hogstflater hovedtypen skogsmark selv om de har preg av semi-naturlig eng. Disse arealene er påvirket av tilstandsvariabelen normalskogens suksjonsstadier (Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}). Plasseringen langs denne gradienten på de arealer inkludert som semi-naturlig eng i denne delundersøkelsen, er kanskje mellom trinn 1 åpen fase, og trinn 2 yngre skog.

Gjennom den feltbaserte metoden ble det gjort en del erfaringer i forhold til digitalisering av avgrensede arealer direkte i et GIS (Geografisk Informasjonssystem; QGIS Desktop 2.2.0 - Valmiera) direkte på bærbar pad (ALGIZ 10X) i felt. To av feltkartleggerne digitaliserte konsekvent ute i felt, men kunne eventuelt rette opp grensene der man hadde tilstøtende polygoner i etterkant inne. Disse argumenterte for at dette klart var en raskere metode enn først å tegne på flyfoto-kopier og så digitaliserte dette i etterkant. Problemer kunne oppstå i sterkt sollys, da det ble vanskeligere å se kontraster i flyfotoet som ble brukt som grunnlag for digitaliseringen (grunnet skjermkvalitet). Dette lot seg likevel gjennomføre ved å skru opp til maks lysstyrke på skjermen, samt stille seg med ryggen mot sola. Den siste feltkartleggeren derimot, argumenterte for at å tegne på flyfoto-kopier i felt og digitalisere i etterkant var den raskeste fremgangsmåten. Han digitaliserte noen polygoner semi-naturlig eng i felt, men følte både software og hardware anvendt, forsinket prosessen. Det var problematisk å zoome inn for å få nøyaktige nok avgrensinger. Og videre, at det tok tid å flytte på bildet når polygonet med semi-naturlig eng var større enn det skjermen tillot å vise i tilstrekkelig høy målestokk. Han endte derfor opp med å avgrense på papirkopier av flyfoto i felt og så digitalisere på kontoret ved å anvende ArcMap 10.0 på den stasjonære kontor PC-en og dertil tilsvarende stor skjerm av høy kvalitet. Tiden det tok å gjennomføre disse to prosedyrene ble ikke registrert.

Oppsummering

Erfaringer gjort gjennom denne delundersøkelsen tilsier at kartlegging av semi-naturlig eng bør gjøres etter den foreslåtte metoden (Vist i Tabell 7). Videre, bør kartleggingen gjøres av minst to forskere i samarbeid, grunnet den store variasjonen mellom forskernes tolkninger. Definisjonen av semi-naturlig eng gir rom for stor variasjon i hvordan en skal tolke arealene. Både med hensyn på 1) hva som er semi-naturlig eng og 2) hvor grensene går mellom semi-naturlig eng og andre hovedtyper. For at kartlegging skal bli mindre personavhengig, må kriteriene klargjøres før etablering av faste prøveflater blir gjennomført. Det er avgjørende å bruke ressurser på kalibrering både av kartlegging og avgrensing i forkant av registreringene. I tillegg er det viktig å ha kunnskap om naturen i de områdene man skal kartlegge, inkludert om arter, hastighet på suksjoner og landskapselementer. Dette vil styrke både kvaliteten på datafangst fra flyfoto og felt. Noen av de resultatene vi i denne delundersøkelsen viser til kan være noe influert av dårligere kjennskap til naturgrunnlag og vegetasjon i den ene storruta enn i den andre; gjennom datafangst fra flyfoto og eksisterende arealinformasjon ble flere feil-tolkninger (både type I og II

feil) gjort på Karmøy. Flyfototolkerne innrømmer at naturen der var mindre kjent enn naturen i Elvran. Dette betyr at de som utfører flyfototolkning også må være med på en del feltarbeid for å få kjennskap til arealene.

3. REGISTRERING AV BIOLOGISK MANGFOLD

Vegetasjonsdata kan, og har blitt, registrert ved bruk av et bredt spekter av forskjellige design; metoder til å lokalisere og etablere studieenheter (Wehn 2014). Den metodikken som gir data som best forklarer naturen, avhenger av hvilke økologiske prosesser man vil undersøke og hva som er målsettingen med studiet. Et bra design inkluderer de artene som representerer miljøvariasjonen vi ønsker å studere og samtidig bør arealet som skal undersøkes ikke være større enn det som er nødvendig for å gi representative data for den aktuelle miljøvariasjonen (van der Maarel 2005). Hittil har det ikke blitt etablert noen enighet om hvordan komme frem til dette minimumsarealet, men i alle fall to metoder er foreslått. Den ene metoden er å finne det arealet som inkluderer de artene som er utbredt i dette miljøet ved å kalkulere arts-areale kurver (Braun-Blanquet 1932). Den andre metoden er å finne det arealet med artssammensetning som er mest mulig likt de andre arealene innenfor det samme miljøet (Dietvorst m.fl. 1982; Jensen & Bourgeron 2001). Den ene metoden er basert på beregning av såkalte arter/areal-kurver som gir forholdet mellom antall arter observert og arealet som er undersøkt (Braun-Blanquet 1932).

For å identifisere økosystemeffekter er det i de tidligere fasene av dette prosjektet, blitt foreslått en metode basert på 50 tilfeldig utplasserte 1 m × 1 m fastruter i 10 referanseområder (Norderhaug m.fl. 2012). Et referanseområde kan være et av de utvalgte kulturlandskapene i jordbruket (Miljødirektoratet 2013; Landbruksdirektoratet 2015) eller handlingsplanområder (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Ett slikt referanseområde kan da inkludere arealer med flere hovedtyper inkludert flere grunntyper av semi-naturlig eng. Det vil da si at man bør etablere studieenheter å overvåke i flere enger.

Det er også i de tidligere faser av dette prosjektet foreslått at for å overvåke tilstand i biologisk mangfold må man i tillegg til forekomst også skal analysere smårutefrekvens og prosentvis dekning (Norderhaug m.fl. 2012). Dette ble begrunnet med at man da økte muligheten for tidlig oppdagelse av endringer.

Tabell 13. Metode for enkel mengdeangivelse av alle karplantearter i en semi-naturlig eng. Frekvens er andel av ruter med tilstedeværelse av arten i ett tenkt 2 m × 2 m rutenett over hele enga. Dekning beregnes for hver art innenfor hver 2 m × 2 m rute hvor arten finnes når frekvensen er over 3/8. Frekvens og dekning angir til sammen en mengdeklasse.

Frekvens	Dekning	Mengdeklasse
< 1/32	-	1
1/32 – 1/8	-	2
1/8 – 3/8	-	3
3/8 – 4/5	<1/8	4
3/8 – 4/5	>1/8	4+1
> 4/5	<1/8	5
> 4/5	>1/8	5+1

De fleste lokale, komplekse miljøvariablene man ønsker å overvåke effektene av i semi-naturlig eng er på eng-nivå. Det er derfor også et ønske om å undersøke endring i mengdeforhold mellom artene tilstede i en eng. Gjennom dette prosjektet er det derfor foreslått en metode som går på å registrere mengde av alle karplanter i semi-naturlig eng (Tabell 13).

Ingen av de foreslåtte metodenes evne til å fange biologiske effekter av endrede miljøforhold er tidligere evaluert. Den siste metoden som inkluderer mengde i hele enga er heller ikke utprøvd tidligere.

Delmål

Gjennom denne delundersøkelsen ønsket vi å evaluere forskjellige metoder (design) for datainnsamling, for deretter å diskutere foreslåtte metoder i Naturindeks for Norge.

Først ble størrelse på og antall studieenheter evaluert med tanke på innsamling av representative data på:

- Antall arter av karplanter (artsrikdom).
- Antall kjennetegnende arter for semi-naturlig eng.
- Artssammensetning i en semi-naturlig eng.

Deretter ble tid (ressurser) brukt ved innhenting av data på:

- Forekomst (utbredelse) av karplantearter og
- smårutefrekvens og dekningsklasser

sammenlignet og diskutert i forbindelse med forskjellige metoder (design).

Til slutt ble den uprøvde metoden å registrere mengde på eng-nivå testet ut.

Delundersøkelse 3 er derfor delt inn i tre underdeler:

3a) Forekomstdata – representative data og tidsestimat.

3b) Frekvensdata – tidsestimat.

3c) Mengdedata på eng-nivå

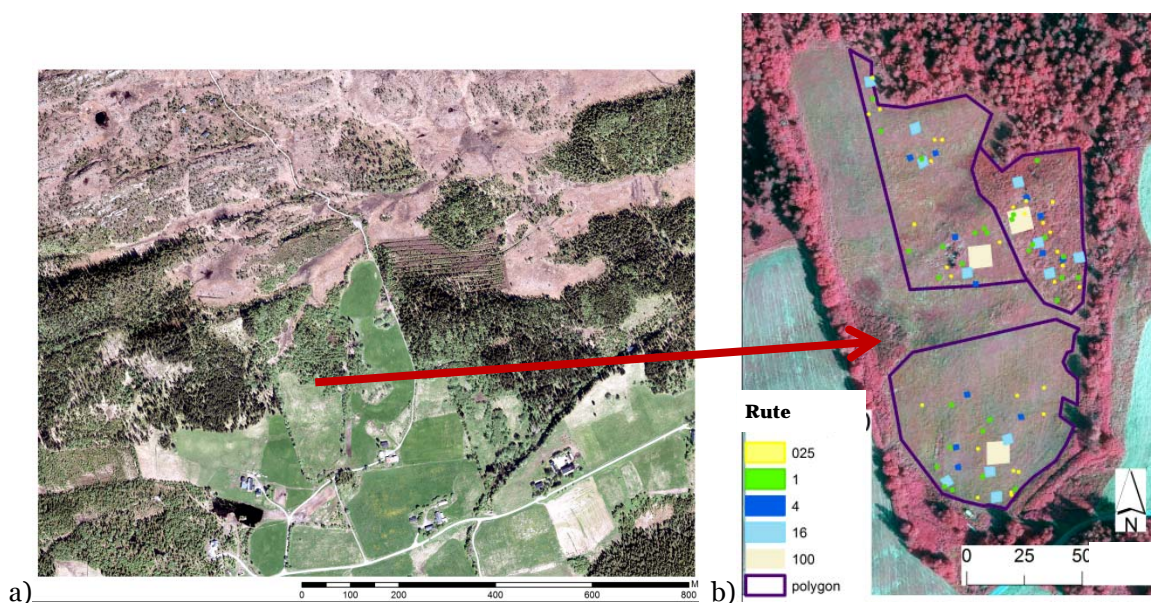
Innsamling av data til 3a og 3b ble i hovedsak finansiert gjennom prosjektet Sau i Drift (Forskningsrådet, prosjekt nr. 208036/O10).

Metode

3a) Forekomstdata – representative data og tidsestimat

Studieområdet var ett innmarksbeite (Figur 9) i Stjørdal kommune i Nord-Trøndelag fylke (innenfor storrute Elvran, se Figur 3a). Studieområdet inneholder to arealer som etter NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}) klassifiseres som i overgangen mellom oppdyrket varig eng og

oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng og ett areal som klassifiseres som semi-naturlig eng. Ingen av disse arealene var blitt tilført gjødsel, men alle var beitet av sau og slått. De to oppdyrkede arealene var sist blitt pløyd på slutten av 1980-tallet og det ene av disse var ikke blitt slått siden tidlig på 1990-tallet. Dette var derfor under gjengroing med busksjikt. Begge de oppdyrkede arealene hadde innslag av elementer typiske for semi-naturlig eng; bunnsjikt dominert av mose og innslag av kjennetegnende arter for semi-naturlig eng (i denne delundersøkelsen kalt semi-naturlig eng arter) i feltsjiktet. Informasjon om hevd ble innhentet gjennom intervju med bruker.



Figur 9. Studieområde hvor ruter av forskjellig størrelse ble inventert. a) oversikt over området og b) utlegging av rutene i tre avgrensede polygoner; en semi-naturlig eng og to oppdyrket enger (i overgangen mellom oppdyrket varig eng og oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng; i sør og i nord-øst; den siste i gjengroing).

I disse tre arealene (polygonene) ble det tilfeldig lagt ut kvadratiske studieenheter (ruter) av ulike størrelser. I alle rutene ble forekomst av alle karplanter registrert. På forhånd hadde vi gjort et litteraturstudium (som inkluderte 86 fagfelleverderte artikler) hvor vi undersøkte hvilke design som har blitt anvendt i studier på økologiske prosesser i semi-naturlig eng (Wehn 2014). Dette forstudiet viste at ulike tilnærminger har blitt anvendt både med hensyn til hvor store analyseenheter og hvor mange enheter i hver eng (Tabell 14). Størrelser på rutene ble bestemt gitt de størrelser oftest hadde blitt anvendt i andre studier (Tabell 15). Deretter ble det bestemt at vi skulle inventere tilnærmet likt det antall anvendt for disse rutestørrelsene, i andre studier. Grunnet dette, ble det etablert forskjellig antall ruter for de forskjellige rutestørrelsene.

Innenfor hver rute ble tilstedeværelse av alle karplanter registrert på artsnivå. Samtidig ble tiden det tok å gjøre disse registreringene notert. Rutene på 0,25, 1 og 4 m² ble analysert av én person mens analysering i de større rutene foregikk langs transekter; to personer undersøkte ulike transekter parallelt innenfor en rute.

Tabell 14. Rutestørrelse og antall ruter inventert i tidligere studier. Antall studier: 86. Antall design anvendt: 99

Areal (m ²)	Antall av tidligere studier	Gjennomsnittlig antall i hver eng	Minst – maks antall i ei eng
1	23	14	0 – 100
0,25 eng	15	12	3 – 40
4	15	1	1 – 3
16	9	3	1 – 10
100	4	2	1 – 4
0,01	4	1	1 – 2
Varierende	4	55	20 – 100
25	4	1	1 – 1
> Eng	3	5	1 – 10
Andre¹⁾	15	29	

¹⁾ arealet på disse studieenheterne ble anvendt i kun et studie

Vi definerte tre variabler (biologiske egenskaper) som viktige å overvåke i effektstudier i semi-naturlig eng: 1) artsrikdom av karplanter (α -diversitet), 2) utbredelse og antall kjennetegnende arter for semi-naturlig eng (= arter som karakteriserer eller er sterkt bundet til vegetasjonstypen (Fremstad 1997) og 3) arts-sammensetning og arts turnover (β -diversitet). I forbindelse med utvikling av Natur i Norge (NiN) er karplanter i Norge klassifisert etter tilhørighet i naturtyper (Halvorsen m.fl. 2015^b; ett upublisert datasett). De arter som i dette arbeidet er klassifisert som tilknyttet semi-naturlig eng og registrert i disse tre engene i Elvran er inkludert i våre analyser og kalt kjennetegnende arter (Tabell 16).

Tabell 15. Rutestørrelse og antall ruter inventert gjennom denne delundersøkelsen hvor tilstedeværelse av karplanter registrert.

Areal (m ²)	Antall ruter i hver eng	Kartleggingsmetode
0,25	10	Hele ruta
1	10	Hele ruta
4	4	Hele ruta
16	4	Langs transekt; 2 m belter
100	1	Langs transekt; 2,5m belter
Hele enga¹⁾	1	Langs transekt; 4 m belter

For å evaluere hvilke rutestørrelse som er best egnet til å studere forskjellige biologiske egenskaper i en semi-naturlig eng, ble kumulative arter/areal-kurver kalkulert for hvert av de anvendte studieenhet-størrelsene. Kumulative arter/areal-kurver viser relasjonen mellom størrelsen på den variabelen man ønsker å studere (art = biologisk egenskap) mot antall analyse-enheter (= areal). Dette vil gi en indikasjon på hvor representative de antall ruter man har analysert i en semi-naturlig eng er for den biologiske egenskapen som virkelige er tilstede i denne enga. Etter hvert som nye verdier blir registrert, avtar sannsynligheten for å finne ytterligere nye verdier i neste rute. Stigningskoeffisienten antyder størrelsen på avvik fra den totale (og sanne) verdien på den biologiske egenskapen man ønsker å studere, som ikke er fanget opp ved anvendelse av dette antallet studieenheter for denne rutestørrelsen.

Kumulative arter/areal-kurver ble produsert ved å anvende pakken vegan (Oksanen m.fl. 2015) i programvaren R for Windows (Versjon 2.14.2). Først ble kumulative kurver produsert for α -diversitet (artsrikdom av karplanter). Deretter ble kurver produsert for antall kjennetegnende arter for semi-naturlig eng. Til sist ble kurver for β -diversitet (artsturnover) produsert. Artsturnover eller β -diversitet er et mål på hvor forskjellig artssammensetningen er mellom rutene analysert og mål på dette fikk vi ved å utføre DCA (Detrended correspondence analysis). En DCA arrangerer rutenes artssammensetning langs akser (miljøgradienter). Dersom spredningen av DCA-skår langs en akse er høy betyr det at artsturnover er høy og at artssammensetningen endres mye langs en miljøgradient. Videre, en DCA vil også arrangere aksene; størrelsen på effekten av hver enkelt av miljøgradientene på artssammensetningen. DCA akse 1 er den miljøgradienten som har høyest effekt på artssammensetningen. For å utvikle artsturnover/antall ruter-kurver ble spredningen av DCA-skår langs DCA akse 1 plottet mot antall ruter. DCA ble gjort ved å anvende Canoco for Windows 4.5.

Tabell 16. a) Kjennetegnende arter for semi-naturlig eng og b) de andre artene registrert i de tre studerte engene.

Artene registrert				
a) Kjennetegnende arter				
Aurikkelsvæve	Beitesvæve	Blåklokke	Blåknapp	Brudespore
Bråtestarr	Engfiol	Engfrytle	Engkvein	Gulaks
Gulstarr	Harerug	Hvitmaure	Jåblom	Kornstarr
Legeveronika	Marinøkkel	Prestekrage	Ryllsiv	Skoggråurt
Skogmarihånd	Småengkall	Sumpmaure	Tepperot	
b) Andre arter				
Bjørk	Bleikstarr	Blåkoll	Blåtopp	Bringebær
Enghumleblom	Engrapp	Engsnelle	Engsoleie	Engsvingel
Engsyre	Firkantperikum	Fuglevikke	Føllblom	Geitrams
Gran	Grasstjerneblom	Gråor	Gullris	Gulskolm
Harestarr	Hestehov	Hundegras	Hundekjeks	Hvitbladtistel
Hvitkløver	Høymole	Karve	Knoppsiv	Krattmjølke
Krypsoleie	Kvassdå	Kveke	Lyssiv	Løvetann sp.
Mannasøtgras	Marikåpe sp.	Markjordbær	Mjødurt	Nyresoleie
Nyseryllik	Ryllik	Rødkløver	Rødsvingel	Røsslyng
Selje	Skogburkne	Skogfiol	Skogsnelle	Skogstjerne
Skogstorkenebb	Slåttestarr	Smyle	Snauveronika	Stjernestarr
Stornesle	Strandrør	Sølvbunke	Timotei	Torvull
Trådsiv	Tveskjeggveronika	Tyttebær	Vanlig arve	Vassarve
Veitistel	Øyentrøst sp.	Åkersnelle		

Kostnader ved å kartlegge forekomst av karplanter i ruter (studieenheter) av forskjellig størrelse ble evaluert. For å kunne gjennomføre dette, ble det i felt registret tiden det tok å analysere hver enkelt rute av de utvalgte størrelsene.

3b) Frekvensdata – tidsestimat

Studieområdene benyttet til å samle data på smårutefrekvens og mengdeangivelser, besto av semi-naturlig eng og oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng i Nord og Sør-Trøndelag og Sogn og Fjordane (ett eksempel: Figur 10; Wehn 2015). I disse engene ble det blant annet registrert tiden det tok å registrere frekvens (1/16 - 16/16) og dekning (<1,56%, 1,57%-3,13%, 3,14%-6,25%, 6,26%-12,5%, 12,6%-25%, 26%-50% og >50%) av alle karplanter i 2 m × 2 m ruter. Gjennomsnitt og variasjon av tid det tok å registrere disse to variablene i en 2 m × 2 m rute ble estimert.



Figur 10. Ett eksempel fra et av studieområdene (semi-naturlig eng) i Sau i Drift-prosjektet hvor frekvens og dekningsklasser ble registrert i 2 m × 2 m ruter. Foto: Sølvi Wehn/Bioforsk.

3c) Mengdedata på engnivå

To enger (én i storrute Elvran og én i storrute Karmøy) ble sommeren 2014 artsinventert av flere forskere (fire på Karmøy og fem i Elvran). Målsetningen med arbeidet var å undersøke variasjonen i mengdeestimerer på engnivå mellom personer – altså hvor objektive slike

estimater blir med den foreslåtte metoden. Hver forsker brukte 1 time på hver eng og alle klassifiserte alle artene de fant i de fem + 2 mengdeklassene definert i Tabell 13. Disse tallene ble så sammenlignet. Spredning mellom verdiene av hver forsker for hver art ble kalkulert; alle forskernes verdier ble sammenlignet mot alle de andres definerte verdier. Gjennomsnittet av spredning for hver art ble kalkulert og gjennomsnitt og variasjon av spredning av alle artene summert.

Resultat

3a) Forekomstdata – representative data og tidsestimat

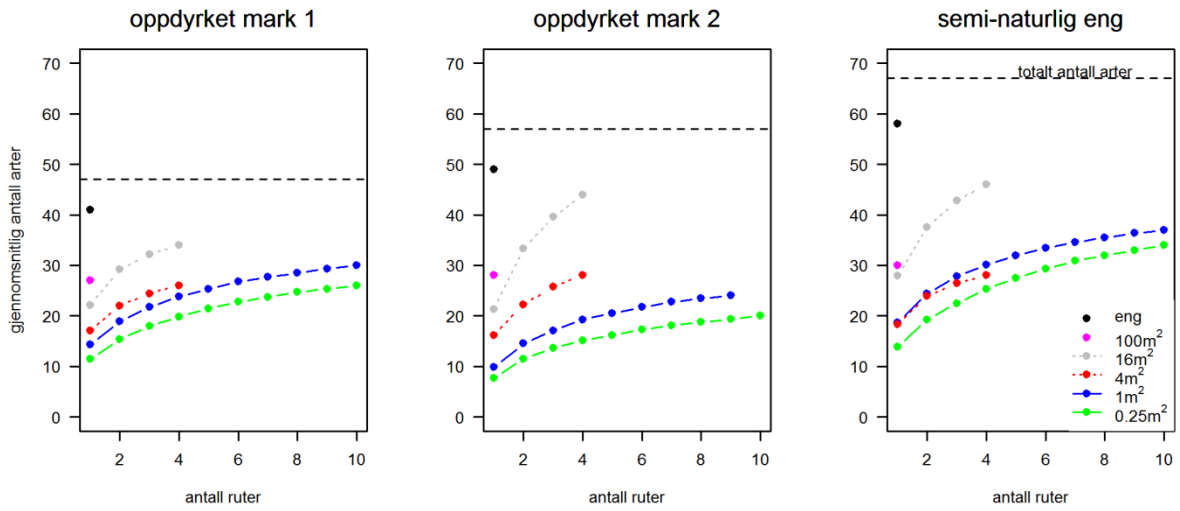
Ingen av de benyttede metodene fanget opp hverken alle artene eller alle de semi-naturlig eng artene som totalt ble registrert, men det var en positiv sammenheng mellom størrelse på rute og antall arter observert (Figur 11 a og b). Flest arter ble inkludert om man gjorde inventering i hele eng-arealene.

For registrering i de to minste rutestørrelsene, 0,25 m² og 1 m², flatet arter/areale-kurvene ut ved fem-sju ruter, men 1 m² inkluderte flere arter. For å inkludere semi-naturlig eng arter, så disse to metodene ut til å være like bra om sju enheter ble analysert. For få observasjonsenheter av de større rutestørrelsene ble analysert for å finne ut hvor kurvene flatet ut, men en rutestørrelse på 16 m², inkluderte en langt høyere andel av antall arter og semi-naturlig eng arter enn de mindre rutestørrelsene. En rute på 16 m² inkluderer nesten like mange arter som en 100 m² rute og fire 16 m² ruter gir nesten like representative data som om man befører hele enga med tanke på antall arter og semi-naturlig eng arter. Trendene antyder at det for denne størrelsen holder å analysere fem 16 m² ruter for å få tilstrekkelig representativitet.

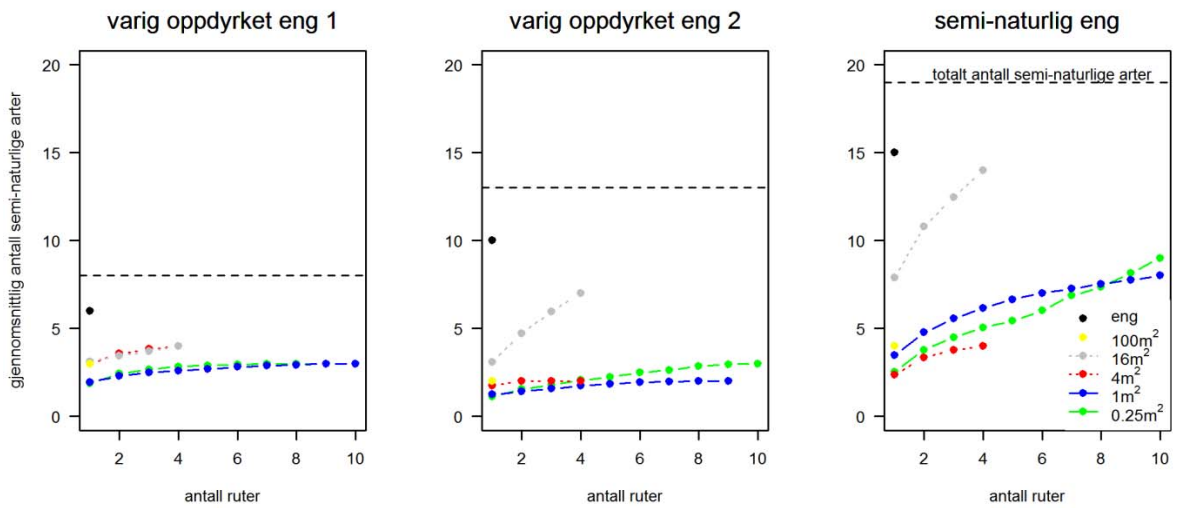
Om man ønsker å kartlegge og overvåke endring i artssammensetning i en semi-naturlig eng, indikerer resultatene at å analysere 1 m² ruter gir langt mer representative data enn om man analyserer 0,25 m² ruter. Dette om man kun analyserer det antall som ble analysert i denne delundersøkelsen (Figur 11 c). Ved å se på kurvene fra den semi-naturlige enga, ser man at selv etter å ha analysert ti 0,25 m² ruter vil sannsynligheten for å inkludere nye artssammensetninger om man analyserer flere ruter være høy. Dette var ikke like tydelig for kurven fra 1 m² dataene fra denne enga. Kurvene viser at man sannsynligvis må inkludere minimum ti 1 m² ruter om man vil ha et representativt utvalg. Beklageligvis var antall registrerte enheter av de større observasjonsenheterne for lite til å definere riktig antall ruter her, men det er klart at fire ruter er for lite.

Figur 11. Kumulative kurver som viser a) antall arter, b) antall semi-naturlig eng-arter (= kjennetegnedde arter for semi-naturlig eng) og c) spredning på dca akse 1 (=arts-turnover) i forhold til antall ruter inventert i to arealer som inneholder NiN hovedtypen oppdyrket mark med preg av semi-naturlig eng og i et areal som inneholder NiN hovedtypen semi-naturlig eng. Stigningskoeffisienten mellom punkta viser sannsynligheten for at man vil inkludere flere a) arter og b) semi-naturlig eng-arter eller c) en høyere artsturnover om man registrerer i flere ruter.

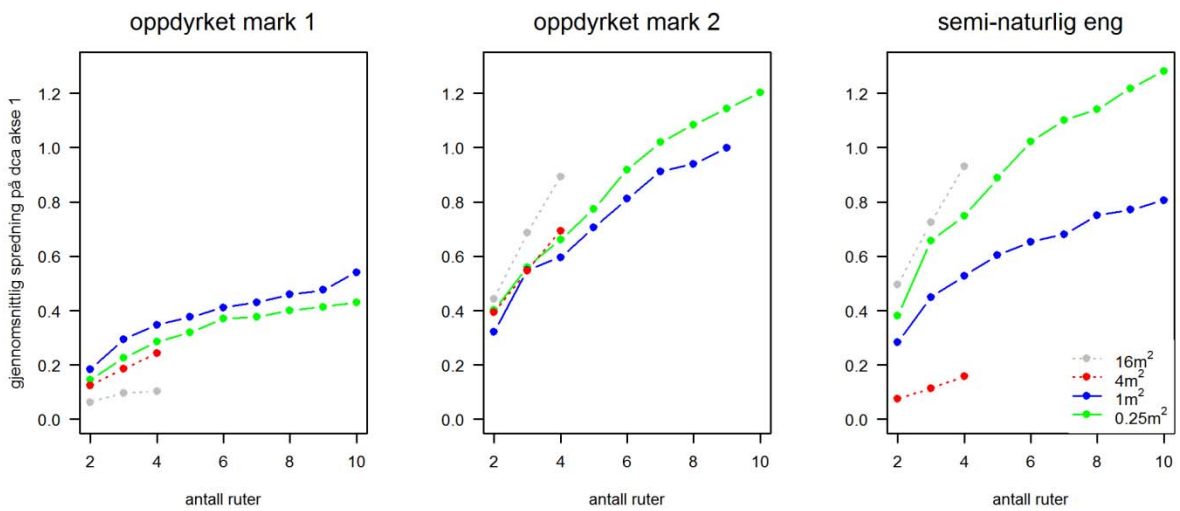
a)



b)



c)



Ved å summere resultatene over for de tre variablene på biologiske egenskaper, kan vi antyde at om formålet er å inkludere flest mulig arter totalt og av de artene som er kjennetegnet for semi-naturlig eng, bør man kartlegge i hele enga. Om man ønsker å bruke rutene til å regne ut frekvens av utbredelsen i enga av alle artene eller av de artene som er kjennetegnet for semi-naturlig eng, bør minst fem 16 m² ruter i hver semi-naturlige eng bli inventert. Om det er viktigere å inkludere representative data på artsturnover bør ti 1 m² ruter bli analysert.

Tabell 17. Tid (minutter) brukt for å registrere a) forekomst og b) frekvens og mengdeklasser av karplanter i ruter av forskjellige rutestørrelse. # = antall forskere som inventerte hver rute; n = antall ruter; \bar{X} = ((gjennomsnitt tid å registrere i en rute + Gjennomsnitt tid det tok å legge ut en rute som var 10 minutter) × #); SD = standard avvik.

Rutestørrelse (m ²)	#	n	$\bar{X} \pm SD$
a)			
0,25	1	29	15 ± 1
1	1	29	17 ± 2
4	1	12	19 ± 4
16	2	12	42 ± 3
100	2	3	72 ± 8
Eng	2	3	96 ± 20
b)			
4	1	26	146 ± 58

¹⁾ bare én inventering

Tidsforbruket per rute for å samle inn data på forekomst, varierte noe mellom de forskjellige tilnærmingene (Tabell 17a). Det som tok lengst tid i forhold til å analysere i de fire minste rutestørrelsene, var å etablere en observasjonsenhet. For å etablere en rute brukte vi i gjennomsnitt 10 minutter. Anslagsvis tid for å registrere forekomst i de foreslåtte ti 1 m² rutene, vil da bli 2,8 timer per eng. Anslaget for å registrere forekomst i de foreslåtte fem 16 m² rutene, er 1,7 timer. Det vil si resurser brukt: 1,7 timer × 2 personer = 3,4 timer per eng. Om bare enga blir inventert tar dette 0,8 timer og resurser brukt: 0,8 timer × 2 personer = 1,6 timer per eng.

3b) Frekvensdata – tidsestimat

Basert på analyse av 2 m × 2 m ruter, kan vi anslå at det i gjennomsnitt tar 2,3 timer (136 minutter) å registrere frekvens og mengdeklasser av alle karplanter tilstede i en rute (Tabell 17b). Ved frekvens og mengdeklasse-registreringene var variasjonen stor mellom forskere og mellom lokalitetene; total standard avvik var ca. 1 time (58 minutter).

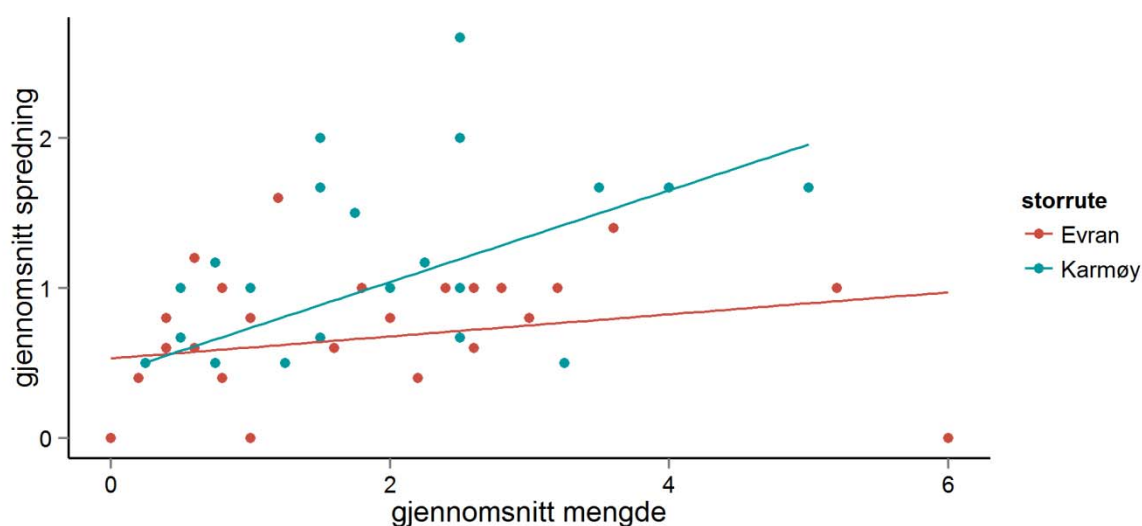
3c) Mengdedata på engnivå

I enga på Karmøy ble totalt 67 arter karplanter funnet. Her ble det av de fire forskerne registrert fra 38 til 56 arter (fra 57 % – 84 % av totalt antall). I Elvran ble det totalt registrert 42 arter

mens det av hver enkelt forsker ble registrert fra 25 til 34 arter (fra 60 % – 81 % av totalt antall). Mengdeangivelsen oppgitt av hver enkelt forsker varierte også (Tabell 18). Registreringene fra Karmøy viser positiv relasjon mellom størrelsen på variasjonen og mengde av arten i enga ($p < 0,001$; % deviansse forklart = 10,46), denne relasjonen var ikke signifikant i registreringene fra Elvran (Figur 12).

Tabell 18. Gjennomsnitt og standardavvik (SD) for spredning av verdier på mengde-verdier registrert av ulike forskere summert over all arter. Verdier ble registrert i to semi-naturlige enger: Elvran (antall forskere = 5); Karmøy (antall forskere = 4).

	Gjennomsnitt	SD
Elvran	0,64	0,38
Karmøy	1,20	1,06



Figur 12. Relasjon mellom mengde av en art (mengdeklasser; se Tabell 13) og variasjon i hvordan forskere tolker denne mengden (gjennomsnitt spredning).

Diskusjon

Å studere og overvåke artsriktighet kan være nyttig, men det vil være viktigere å studere hvilke arter og artssammensetninger som blir påvirket av endrede miljøforhold. Semi-naturlig eng består i hovedsak av lyskrevende arter som også er utbredt i arealer med mindre grad av menneskelig påvirkning; altså stedegne og naturlige arter. Flere av disse er i langt større grad utbredt i de semi-naturlige systemene (for eksempel fjellnøkleblom: Wehn & Olsson 2014) og grunnet endring i hevdintensitet, er mange av slike lyskrevende karplanter på Norsk rødliste for arter (Kålås m.fl. 2010). Internasjonalt og nasjonalt har Norge forpliktet seg til å stanse tapet av biologisk mangfold (Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) og Naturmangfoldloven). I ett

naturmangfoldsbevaringsaspekt er det derfor i tillegg til å overvåke total artsrikdom, viktig å også overvåke antall av kjennetegnende arter for semi-naturlig eng.

Tiltak er satt i kraft for å stoppe tapet av naturmangfold i Norge. Ett eksempel på dette er Handlingsplan for slåttemark (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Slåttemark inkluderer arealer under hovedtypen semi-naturlig eng. Gjennom denne handlingsplanen blir det inngått avtaler (som inkluderer en skjøtelsesplan) mellom bruker og regionale miljø og landbruks forvaltning. Støtte til tiltak for å bevare naturmangfold blir tildelt fra fylkesmenn og kommuner gjennom utvalgte naturtyper i jordbruket og prioriterte arter kjennetegnende for semi-naturlig eng, regionale miljøprogram (RMP) og SMIL-midler. Gjennom intervjuer med brukere som får slike tilskudd, er det klart at slike tilskudd blir godt mottatt og har legitimitet i samfunnet, men at dagens forhold i jordbruket tilsier at den skjøtsel som blir definert i skjøtelsesplanene kan være vanskelig å få gjennomført (Burton & Wehn 2015). Semi-naturlige enger varierer gitt hvilken skjøtsel som de blir utsatt for. Spesielt vil slåttemarkspreget variere om skjøtsel endres fra de gamle slåtte-metodene til mer «moderne» og effektive metoder gitt bondens situasjon i dag. Eksempelvis vil en semi-naturlig eng hevdet gjennom slått (i følge NiN 2.0: slåttepreget) inneholde flere arter og ha en mer uniform artssammensetning enn en semi-naturlig eng hevdet gjennom beite (i følge NiN 2.0: beitepreget) (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Ønsker man å studere effekten av tilpasset skjøtsel vil kartlegging av både artsrikdom og småskala arts-turnover, være hensiktsmessig.

I tillegg til å stoppe tapet av naturmangfold, er også verdien av å bevare viktige økosystem-funksjoner og tjenester høy. Det er enighet om at evalueringer av økosystemtjenester slik at tiltak for å eventuelt redusere forringelse av disse, er nødvendig. Naturpanelet (IPBES-Intergovernmental Panel on Biodiversity and Ecosystem Services) vil koordinere nasjonale evalueringer og samle kunnskap om tilstanden til økosystemtjenester. Norge har gjennom et kontor for kapasitetsbygging underlagt dette panelet forpliktet seg til å bidra i dette arbeidet. De fleste økosystemer i Norge er i relativt god stand men noen er under høyere press enn andre (NOU 2013). Semi-naturlig eng er en slik naturtype under press (Nybø 2010; Norderhaug & Johansen 2011) og eventuelle viktige økosystemprosesser og økosystemtjenester derfra kan derfor også være truet. I stortingsmeldingen «Velkommen til bords» (Meld. St. 9 (2011–2012)) poengteres det at jordbruket både leverer og er avhengige av økosystemtjenester. Hittil er kunnskap om tilstanden til økosystemprosesser og dertil økosystemtjenester i semi-naturlig jordbruksmark mangelfull (men se: Johansen m.fl. 2015^b; Wehn m.fl. 2015; Wehn 2015). En viktig argumentasjon i denne sammenhengen, er at ikke alle økosystem-prosesser samvarierer med artsrikdom (Mayfield m.fl. 2010; Wehn 2015). Derfor vil det også for å evaluere økosystemtjenester være viktig med gode data på mer detaljerte biologiske egenskaper enn antall arter.

Summert er det derfor i en overvåkning viktig å inkludere flere aspekter av naturmangfold i en semi-naturlig eng: økosystemfunksjoner/økosystemtjenester, artsturnover, artsrikdom og forekomst av arter (spesielt av kjennetegnende arter for semi-naturlig eng). En metode å studere økosystemfunksjoner er studier av funksjonelle trekk. Ett funksjonelt trekk er et målbart morfologisk, fenologisk eller fysiologisk trekk som beskriver en plantes yteevne (Violle m.fl. 2007). Noen funksjonelle trekk er ansett som gode indikatorer på økosystemfunksjon

(Villéger m.fl. 2008). For å evaluere og overvåke økosystemfunksjon i en eng, er det derfor viktig å inkludere spredningen av de funksjonelle trekk som indikerer prosesser som ligger under den funksjonen man vil undersøke. Dette ble ikke inkludert i denne undersøkelsen, men om de fleste artene er registrert, kan data om funksjonelle trekk tillegges hver art og spredning av funksjonelle trekk estimeres.

For å registrere økosystemeffekter grunnet endringer i miljø, er det foreslått at både smårutefrekvens og angivelse av prosentvis dekning av alle karplantearter også skal bli registrert og overvåket i ett utvalg prøveflater (Norderhaug m.fl. 2012). Dette ble begrunnet med at man da maksimerte muligheten for tidlig oppdagelse av endringer. De endringer man ønsker å vektlegge er endringer forårsaket av viktige miljøvariabler (se avsnittet Natur i Norge under innledningen i denne rapporten) og ikke tilfeldige (stokastiske) hendelser. Er størrelsen på de småruter man benytter som grunnlag for frekvens av forekomster for små, vil sannsynligheten for at eventuelle endringer skyldes tilfeldigheter (= stokastitet) være stor (Levin 1992). Tilfeldige biotiske interaksjoner vil da ha større påvirkning på de prosesser som designet fanger opp enn endringer i viktige miljøvariabler for semi-naturlig eng.

I denne delundersøkelsen har vi bare sammenlignet forskjellige størrelser og mengder av studieenheter (ruter), basert på forekomstdata i rutene. Vi har kun kalkulert tiden det tok å analysere smårutefrekvens og dekningsklasser i 2 m × 2 m ruter. Dette tok langt lengre tid enn å analysere vegetasjon kun basert på forekomst i samme rutestørrelse; 15 ganger så lang tid. Vi kan anta at forholdstallet øker med økende rutestørrelse. Jo større enheten er, jo mer komplisert vil det være å kartlegge smårutefrekvens og dekning.

Resultatene viser at den mest kostnadseffektive metoden for å inkludere alle artene er å inventere hele enga. Gjør man dette, vil man derimot gå glipp av den romlige variasjonen som er i enga. Derfor vil en feltregistreringsmetode som også inkluderer rutestørrelser på 1 m² være egnet. Har man forekomstdata fra ti 1 m² ruter fra hver eng, har man også data på smårutefrekvens innad i enga.

Flere tilnærminger er benyttet i vegetasjons-studier. I tillegg til forekomst data har studier undersøkt vegetasjon basert på visuelle estimat på dekning (i klasser og som %), punktfrekvens og smårutefrekvens (Friedmann m.fl. 2011). Visuelle estimat av dekning er en kostnadseffektiv metode, men innebærer risiko grunnet subjektivitet; forskjellige observatører vil estimere ulikt (slik som vist i alle delundersøkelser beskrevet i denne rapporten). Data basert på punktfrekvens er objektive men innebærer en viss risiko for at sjeldne arter har lavere sannsynlighet for å bli registrert. Den siste metoden, smårutefrekvens, er også objektiv, men vil i tillegg, med stor sannsynlighet, inkludere flere arter innenfor analyseenheten. Problemet med denne metoden er at den er den mest kostnadskrevenende, den tar betydelig lengre tid enn de to andre (som diskutert over). Friedmann m.fl. (2011) foreslår å anvende smårutefrekvens hvis målet med studiet er overvåkning og prosentvis dekning hvis målet er å undersøke heterogenitet innad i studieområdet.

Det er i dette prosjektet foreslått en metode for å registrere mengde av artene på engnivå (Tabell 13). Vi har basert på de få data vi har samlet hittil i denne delundersøkelsen funnet stor grad av variasjon grunnet subjektiv tolkning av denne metoden. Om denne skal bli en standard metode i

kartlegging og overvåkning av naturmangfold i naturtypen semi-naturlig eng i Norge, må mer grundige undersøkelser enn gjort i denne delundersøkelsen settes i gang for å finne den virkelige feilkilden forbundet med denne. Deretter må størrelsen på denne feilkilden inkluderes om en slik datafangst skal danne grunnlaget for en evaluering av tilstand og utvikling av naturtypen.

Oppsummering

En egnet feltmetode for å samle data på biologiske egenskaper i semi-naturlig eng, er å inventere og registrere alle observerte karplanter i ett sett utvalgte arealer med semi-naturlig eng. I tillegg vil inventering og registrering av alle observerte arter i minst ti 1 m² ruter i hver eng gi representative data på smårutefrekvens og artsturnover innad i engene.

4. REGISTRERING AV MILJØVARIABLER

En semi-naturlig eng varierer langs regionale- og lokale gradienter. Viktige kilder til regional naturvariasjon i semi-naturlig eng er bioklimatiske soner og seksjoner (Halvorsen m.fl. 2009), i hovedsak «naturlige» og «stabile» miljøgradienter. Viktige lokale kilder til variasjon i semi-naturlig eng er både «naturlige» og «menneskepåvirkede», men fremdeles klassifisert som relativt «stabile». I tillegg til disse, er semi-naturlig eng påvirket av miljøvariabler som endrer de biologiske egenskapene over kortere perioder; tilstandsvariabler.

Som all natur i Norge er de biologiske egenskapene i semi-naturlig eng i endring. Dette skyldes ikke bare endringer i tilstandsvariabler men også i regionale og lokale komplekse miljøgradienter. Hovedårsaken til dette er klimaendringer (Høgland & Norderhaug 2010) og endring i skjøtsel (Direktoratet for naturforvaltning 2009). I utviklingen av Naturindeks for Norge, bør derfor alle disse variablene, i tillegg til biologiske egenskaper, registreres og overvåkes. Som vist i delundersøkelse 3 i dette prosjektet, vil registrering av biologiske egenskaper i semi-naturlig eng gi variasjon i datasettet grunnet subjektivitet. Selv klare kriterier som det å registrere alle arter man finner i en eng ga forskjellige datasett gitt forskjellig personell (se delundersøkelse 3). De foreslåtte metodene i NiN 2.0 for å registrere kilder til variasjon, inneholder klasser som er mer eller mindre detaljert forklart. Et spørsmål relevant å spørre, er i hvilken grad vil dette bli påvirket av subjektive tolkninger.

Delmål

I denne delundersøkelsen ønsket vi å evaluere feilkilder forbundet med registrering av viktige kilder til variasjon i biologiske egenskaper i semi-naturlig eng. Antagelsen var at ved registrering av referansetilstand (første gangs målinger i et overvåkningsprosjekt) må feltbefaringer utføres for å få den mest korrekte verdien på tilstand. I denne delundersøkelsen ønsket vi derfor å evaluere og diskutere:

- I hvilken grad er registrering av utvalgte miljø og tilstandsvariabler personavhengig?

Metode

Ett sett med miljøvariabler videreutviklet fra NiN 1.0 ble valgt ut og inkludert i en feltinstruks brukt ved registrering av data for denne delundersøkelsen (Tabell 19; Vedlegg 1 og 2). Klasseinndelinger nå inkludert i NiN 2.0 (Halvorsen m.fl. 2015^{a,c}) er derfor noe ulikt de som er inkludert i denne feltinstruksen.

Studieområdene i denne delundersøkelsen var de to storrutene i Elvran og på Karmøy som ble identifisert gjennom prediksjonsmodellene forklart i delundersøkelse 1. De utvalgte miljøvariablene (Tabell 19) ble registrert i alle arealene registrert som semi-naturlig mark (semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng og semi-naturlig våteng) gjennom den feltbaserte

metoden beskrevet i delundersøkelse 2. Dette ble gjort samtidig som semi-naturlig eng ble kartlagt (24. – 31. juli 2014 i Elvran og 1.– 11. juli 2014 på Karmøy).

Ikke alle arealer kartlagt av de to forskerne som anvendte den felt-basert metoden overlappet (se delundersøkelse 2). Derfor ble kun miljøvariablene registrert av de to feltkartleggerne i overlappende semi-naturlig mark arealer, sammenlignet. Dette gjaldt 11 arealer i Elvran og 36 arealer på Karmøy.

Tabell 19. Utvalgte miljøvariabler registrert i semi-naturlig mark i Elvran og på Karmøy.

Miljøvariabel	Beskrivelse av klasse inndeling
Lokale komplekse miljøvariabel	
<i>Kalkinnhold</i>	1 Fattig; 2 Intermediær; 3 Middels rik; 4 Svært rik
<i>Kildevannspåvirkning</i>	1 Ingen eller svært svak; 2 Svak (flush-effekt)
<i>Uttørkingsfare</i>	1 Frisk; 2 Tørkeutsatt
<i>Hevdintensitet</i>	3 Nokså ekstensiv; 4 Ekstensiv; 5 Svakt intensivt
<i>Semi-naturlig hevdregime</i>	0 Opphørt; 1 Beite; 2 Slått
<i>Tilstandsvariabel</i>	
<i>Beitedyr</i>	1 Geit; 2 Hest; 3 Sau; 4 Storfe; 5 Gjess/andre fugler; 6 Andre dyrearter
<i>Beitetrykk (basert på ruker, tråkk)</i>	0 Uten spor; 1 Veldig svakt; 2 Moderat; 3 Sterkt; 4 Overbeitet
<i>Gjødsling</i>	1 Uten spor av tilført gjødsel; 2 Veldig svake spor etter gjødsling; 3 Middels sterke spor etter gjødsling; 4 Sterke spor etter gjødsling
Annet¹⁾	
<i>Busksjiktetthet</i>	1 Åpen mark uten busker; 2 Åpen mark med enkeltbusker (<2,5%); 3 Åpen mark med svært spredt buskdekke (2,5-5%); 4 Åpen buskdekt mark (5-10%); 5 m/ svært lav tetthet (10-25%); 6 m/ lav tetthet (25-50%); 7 m/ middels tetthet (50-75%); 8 Relativt høy tetthet (75-90%); 9 Tett; 10 Svært tett
<i>Overflaterydding</i>	1 Ikke rydda; 2 Delvis rydda; 3 Helt rydda
<i>Overflatejevnhet</i>	1 Ujevn; 2 Relativt jevn; 3 Helt jevn
<i>Jevnhet i plantearters fordeling</i>	1 Ujevn; 2 Relativt jevn; 3 Helt jevn
<i>Pløying</i>	0 Uten pløyespor; 1 Mulig forekomst av gamle pløyespor; 2 Sikker forekomst av spor etter pløying i vid forstand, inkludert som ikke samsvarer med dagens standard; 3 Sikker forekomst av pløying etter dagens standard
<i>Slått (like før synfaringfaring)</i>	0 Nei; 1 Ja
<i>Manuell rydding</i>	0 Ingen tegn til; 1 Ja
<i>Dominans, busksjikt</i>	Art eller artsgruppe
<i>Dominans, tresjikt</i>	Art eller artsgruppe
<i>Dekning døde planterester</i>	6 > 3/4; 5 1/2 - 3/4; 4 1/4 - 1/2; 3 1/8 - 1/4; 2 1/16 - 1/8; 1 1/32 - 1/16
<i>Svært stort (dbh > 40 cm) gammelt tre</i>	1 Gran; 2 Furu; 3 Annet bartre; 4 Bjørk; 5 Or; 6 Osp; 7 Selje eller rogn; 8 Eik; 9 Annet edellauvtre
<i>Kulturspor</i>	1 Rydningsrøys; 2 Tregjerde; 3 Steingjerde; 4 Tuft; 5 Bygning; 6 Annet

¹⁾ Ikke inkludert i NiN 2.0.

Resultat

Flere miljøvariabler ble ulikt tolket av forskerne, og resultatene fra de to studieområdene spriket noe (Tabell 20). Resultatene gir indikasjoner på at de miljøvariablene som var «enklest» å tolke var slått, kildevannspåvirkning, manuell rydding, uttørkingsfare og pløying. Den klasseinndelingen som var definert på forhånd av dekning døde planter, busksjiktetthet, hevdintensitet, gjødsling og beitetrykk ga tydeligvis stort rom for subjektiv tolking. Dette viste seg å gi store forskjeller (stor spredning) mellom forskernes registreringer. Størst var de for dekning av døde planterester, som hadde en gjennomsnittlig spredning på 2,6 trinn (av seks trinn totalt) på Karmøy og busksjiktetthet som også viste et gjennomsnitt på 2,6 trinn (men av 10 trinn totalt) i Elvran.

Tabell 20; Sammenligninger mellom personer som tolket naturtype og miljøvariabler i kartlagt semi-naturlig mark i Elvran (n=11) og Karmøy (n=36). Naturtypene kartlagt var semi-naturlig eng, semi-naturlig strandeng og semi-naturlig våteng.

	Andel (%) av de overlappende arealene som ikke var tolket likt		Gjennomsnittlig avvik (der miljøvariabler var tolket ulikt)	
	<i>Elvran</i>	<i>Karmøy</i>	<i>Elvran</i>	<i>Karmøy</i>
Naturtype	18	6	1)	1)
Miljøvariabel				
<i>Kalkinnhold</i>	45	6	1,0	1,3
<i>Kildevannspåvirkning</i>	0	8	0,0	1,4
<i>Uttørkingsfare</i>	18	0	1,0	-
<i>Hevdintensitet</i>	73	36	1,6	1,9
<i>Semi-naturlig hevdregime</i>	64	3	1)	1)
<i>Beitedyr</i>	64	17	1)	1)
<i>Beitetrykk</i>	64	47	1,3	2,2
<i>Gjødsling</i>	64	53	1,1	2,0
<i>Busksjiktetthet</i>	82	53	1,9	2,6
<i>Overflaterydding</i>	36	31	1,4	2,0
<i>Overflatejevnhet</i>	18	39	1,0	2,0
<i>Jevnhet i plantearters fordeling</i>	45	67	1,0	2,0
<i>Pløying</i>	18	0	1)	1)
<i>Slått</i>	0	0	1)	1)
<i>Manuell rydding</i>	9	17	1)	1)
<i>Dominans, busksjikt</i>	36	11	1)	1)
<i>Dominans, tresjikt</i>	64	22	1)	1)
<i>Dekning døde planterester²⁾</i>	91	0	2,6	-
<i>Svært stort gammelt tre</i>	27	3	1)	1)
<i>Kulturspor</i>	36	58	1)	1)

1) Ikke registrert som ordinale variabler, men klasser. Derfor ingen verdi.

2) Ble ikke registrert i noen av polygonene på Karmøy.

Diskusjon

De lokale komplekse miljøvariablene (LKM) som i hovedsak påvirker semi-naturlig eng er hevdintensitet, kalkinnhold, kildevannspåvirkning, uttørkingsfare, sandstabilisering, slåttemarkspreg og vannmetning (Halvorsen m.fl. 2015^c). Mest innvirkning har hevdintensitet og kalkinnhold og deretter avtar innvirkningen med rekkefølgen foran. I følge Naturindeks for Norge 2010 er tilstanden i åpent lavland (som inkluderer semi-naturlig jordbruksmark) forverret med 12 % i løpet av perioden 1990-2010 (Norderhaug m.fl. 2010) og hovedtypene innenfor semi-naturlig jordbruksmark er inkludert i Norsk rødliste for naturtyper 2011 (Norderhaug & Johansen 2011). Semi-naturlig eng er der klassifisert som sårbar (VU). En naturtype er sårbar (VU) når risikoen for at den forsvinner fra Norge i løpet av de kommende 50 år er høy (Lindgaard & Henriksen 2011).

De viktigste årsakene til lav naturindeksverdi for åpent lavland i Norge og degradering av semi-naturlig eng er gjengroing grunnet nedlegging av jordbruksaktiviteter og økt gjødsling (Norderhaug m.fl. 2010; Norderhaug & Johansen 2011). Det er derfor spesielt viktig å kunne overvåke disse to variablene ved utregning av en ny naturindeks. Erfaringene fra tidligere faser av dette prosjektet, har vist at noen variabler var vanskelige å registrere på grunn av at gradientene er komplekse og flerdimensjonale. Dette gjaldt spesielt gjengroingstilstand som i tidligere delundersøkelser er registrert langs en fire delt skala (Norderhaug m.fl. 2012; Tabell 4). I NiN 2.0 er derfor denne tilstandsvariabelen fjernet og delvis erstattet av tilstandsvariabelen rask gjenvekstsuksisjon i semi-naturlig jordbruksmark inkludert våteng hvor kun artssammensetning er lagt til grunn for definisjon av stadiene (Tabell 5a). For å registrere gjengroing som en miljøvariabel til bruk i Naturindeks for Norge, kan man anvende data fra registreringer av biologiske egenskaper (beskrevet i delundersøkelse 3) til å estimere i hvilket stadium langs gjenvekstsuksisjonen de semi-naturligeng arealene man undersøker befinner seg i. Et annet viktig element man kan registrere er tresjikt- og busksjikt-tetthet og dekning døde planterester. De to siste av disse ble registrert i denne undersøkelsen, men sprikende resultater viser at kriteriene lagt til grunn i feltinstruksen, var for uklare. Et annet viktig moment er at det kan være andre metoder en feltsynfaring som er best egnet til å registrere disse variablene. Vi antar at flyfototolkning gir bedre oversikt over busk- og tresjikt-tetthet enn en tolkning fra feltperspektiv. Dette ønsker vi å teste ut og diskutere i den endelige sluttrapporten av dette prosjektet.

I denne delundersøkelsen ble grad av gjødsling inkludert som en underliggende faktor som definerer hevdintensitet i tillegg til en firetrinns inndeling av gjødslingsgradienten. Begge disse variablene ga sprikende resultater når forskeres tolkninger og avgrensinger ble sammenlignet. Som gjengroing basert på busksjiktetthet og dekning av døde planterester, er gjødslingsgrad vanskelig å tolke basert på visuell befaring. En bedre metode vil være å samle informasjon om dette gjennom samtaler/intervjuer med brukere.

Resultatene viser færre avvik på Karmøy enn på Elvran. Dette kan skyldes at det her ble satt av mer tid til å kalibrere tolkninger mellom de to feltkartleggerne. Dette ble gjort i mye mindre grad mellom de to feltforskerne i Elvran.

Oppsummering

Registrering av miljøvariabler basert på visuell tolkning av miljø i forhåndsdefinerte klasser langs gradienter gir grunnlag for stor personvariasjon. Om dette skal inngå i Naturindeks for Norge, er det et stort behov for opplæring og kalibrering før feltarbeid. I tillegg kan de viktigste miljøvariablene bli samlet inn ved bruk av andre metoder enn foreslått i NiN. Slike metoder kan være samtaler/intervju med brukere og flyfoto-tolkning.

REFERANSER

- Bakkestuen, V., Erikstad, L., & Halvorsen, R. (2008). Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of biogeography*, 35(10), 1906-1922.
- Bjørkelo, K., Bjørnerød, A. & Nilsen, A. (2009). Kartografi for AR5. Dokument fra Skog og landskap 03/2009: 6 s.
- Braun-Blanquet, J. (1932). *Plant sociology. The study of plant communities.*
- Bryn, A. & Halvorsen, R. (2015). Veileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN 2.0 Veileder versjon 2.0, 30.04.2015, Artsdatabanken.
- Bryn, A. (2008). Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 62(4), 251-270.
- Bunce, R. G. H., Metzger, M. J., Jongman, R. H. G., Brandt, J., de Blust, G., Elena-Rossello, R., m.fl. (2008). A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology*, 23, 11–25.
- Bunce, R.G.H., Pérez-Soba, M., Gómez-Sanz, V., García del Barrio, J.M. & Elena-Rosselló, R. (2006). European framework for surveillance and monitoring of habitats: A methodological approach for Spain. *Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales*, 15(3), 249–261.
- Burton, R & Wehn, S. (2015). Semi-natural hay-meadow reliance on ecological sound management and preserving farming cultures. I Fløistad, E. & Günther, M. (red.) *Bioforsk-konferansen 2015. Bioforsk FOKUS 10(2): 42.*
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.W., Framstad, E., Lindholm, M., Nilsen, J. E., ... & Nybø, S. (2011). The Nature Index: A general framework for synthesizing knowledge on the state of biodiversity. *Plos One*, 6(4), e18930.
- Dietvorst, P., Van der Maarel, E., & Van der Putten, H. (1985). A new approach to the minimal area of a plant community. In *Plant community ecology: Papers in honor of Robert H. Whittaker* (pp. 221-235). Springer Netherlands.
- Direktoratet for naturforvaltning (2007). *Kartlegging av naturtyper - Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 2.utgave 2006 (oppdatert 2007).*
- Direktoratet for naturforvaltning (2009). *Handlingsplan for slåttemark. DN-rapport 6-2009.*
- Direktoratet for naturforvaltning (2010). *Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010" DN-utredning 4-2010.*
- Erikstad, L. & Bakkestuen, V. (2011). *Fjell, berg, rasmark og annen grunnlendt mark. I: Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.*
- Fremstad, E. (1997). *Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.*

- Friedmann, B., Pauli, H., Gottfried, M. & Grabherr, G. (2011). Suitability of methods for recording species numbers and cover in alpine long-term vegetation monitoring. *Phytocoenologia*, 41(2), 143-149.
- Guttormsen, T.S. (2007). Landskap og historie-GIS. Historisk landskapsanalyse i Vestre Slidre, Oppland. NIKU Rapport 12. 1-43.
- Halvorsen, R. (2009). Begrepene skog og skogsmark. Naturtyper i Norge versjon 1.0, Artikkel 4: 1-12.
- Halvorsen, R. (2012). A gradient analytic perspective on distribution modelling. *Sommerfeltia*, 35, 1-165.
- 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 – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. Naturtyper i Norge versjon 1.0, Artikkel 1: 1-210.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2015^b). Grunnlag for typeinndeling av naturtypesystemnivået i NiN – analyser av generaliserte artslistedatasett. *Natur i Norge*, Artikkel 2, versjon 2.0.0.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2015^c). NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystem-nivået. *Natur i Norge*, Artikkel 3, versjon 2.0.0.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L. & Lindgaard, A. (2015^a). *Natur i Norge - NiN. Versjon 2.0.0. Artsdatabanken, Trondheim* (<http://www.artsdatabanken.no/nin>).
- Hamre, L.N., Domaas, S.T., Austad, I. & Rydgren, K. (2007). Land-cover and structural changes in a western Norwegian cultural landscape since 1865, based on an old cadastral map and a field survey. *Landscape ecology*, 22(10), 1563-1574.
- Høglind, M. & Norderhaug, A. (2010). Klimaendringer og konsekvenser for stølslandskapet – utviklingstrekk og tiltak. *Bioforsk FOKUS*, 5(2), 78-79.
- Jensen, J.R. (2000). *Remote sensing of the environment: An earth resource perspective*. Prentice Hall, New Jersey.
- Jensen, M.E. & Bourgeron, P.S. (Red), (2001). *A Guidebook for Integrated Ecological Assessments*, New York, Springer-Verlag.
- Johansen, L., Velle, L.G. & Wehn, S. (2015^a). Utvikling av indikatorer og datagrunnlag for naturtypen kystlynghei innen Åpent lavland i Naturindeks for Norge.
- Johansen, L., Wehn, S. & Taugourdeau, S. (2015^b). Evaluations of ecosystem services from vegetation in semi-natural boreal landscapes. 2nd Conference of the Norwegian Ecological Society, Bergen, Norway.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.). (2010). *Norsk rødliste for arter 2010*. Artsdatabanken, Norge.

- Landbruksdirektoratet (2015). Utvalgte kulturlandskap i jordbruket. Lastet ned 11. mai 2015 fra: <https://www.slf.dep.no/no/miljo-og-okologisk/kulturlandskap/utvalgte-kulturlandskap>.
- Levin, S.A. (1992). The problem of pattern and scale in ecology: the Robert H. MacArthur award lecture. *Ecology*, 73(6), 1943-1967.
- Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) (2011). Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Mayfield, M.M., Bonser, S.P., Morgan, J.W., Aubin, I., McNamara, S. & Vesk, P.A. (2010). What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography*, 19(4), 423-431.
- Meld. St. 9 (2011–2012) Landbruks- og matpolitikken – Velkommen til bords. Tilråding fra Landbruks- og matdepartementet 2. desember 2011, godkjent i statsråd samme dag. (Regjeringen Stoltenberg II).
- Miljødirektoratet. (2013). Utvalgte kulturlandskap i jordbruket. Lastet ned 11. mai 2016 fra: <http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Kulturlandskap/Utvalgte-kulturlandskap-i-jordbruket/>.
- Moen, A. R., Nilsen, L. S., Aasmundsen, A. & Ivar Oterholm, A. (2006). Woodland regeneration in a coastal heathland area in central Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 60(4), 277-294.
- Norderhaug, A. & Johansen, L. (2011). Kulturmark og boreal hei. I: Lindgaard, A. & Henriksen, S. (red.) Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.
- Norderhaug, A., Bele, B., Bratli, H. & Stabbetorp O. (2010). I: Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010 side 70-78.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L., Mazzoni, S., Bratli, H., Svalheim, E., Jordal, J. & Pedersen, O. (2012). Kulturmarkseng i Naturindeks – utvikling av kunnskapsgrunnet for overvåkning og forvaltning. *Bioforsk RAPPORT*, 7(173).
- NOU (2013). Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. Norges offentlige utredninger 2013: 10.
- Nybø, S. (red.) (2010). Naturindeks for Norge. DN-utredning 3-2010.
- Oksanen, J. Blanchet, G.F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B. Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. (2015). Package 'vegan'.
- Olsson, E.G.A., Austrheim, G. & Grenne, S.N. (2000). Landscape change patterns in mountains, land use and environmental diversity, Mid-Norway 1960–1993. *Landscape ecology*, 15(2), 155-170.
- Peterseil, J., Wrbka, T., Plutzer, C., Schmitzberger, I., Kiss, A., Szerencsits, E., m.fl. (2004). Evaluating the ecological sustainability of Austrian agricultural landscapes—The SINUS approach. *Land Use Policy*, 21(3), 307–320.

- Regjeringen Stoltenberg II (2005). Soria Moria-erklæringen. Statsministerens kontor.
- Sickel, H. & Norderhaug, A. (2004). Kartlegging av biologisk mangfold og kulturminner I Svartdal ved bruk av infrarøde flyfoto. Rapport til Fylkesmannen i Telemark, Landbruksavdelingen.
- Ståhl, G., Allard, A., Esseen, P. A., Glimskär, A., Ringvall, A., Svensson, J., ... & Inghe, O. (2011). National Inventory of Landscapes in Sweden (NILS)—scope, design, and experiences from establishing a multiscale biodiversity monitoring system. *Environmental monitoring and assessment*, 173(1-4), 579-595.
- Takács, G. & Molnár, Z. (eds.) (2009). National biodiversity monitoring system XI. Habitat mapping (2nd modified ed., p. 54). Ministry of Environment and Water, Budapest.
- Van der Maarel, E. (2005). Vegetation ecology – an overview. I: Van der Maarel, E. (red.). *Vegetation ecology*. Side: 1-51, Blackwell Publishing Oxford.
- Villéger, S., Mason, N.W. & Mouillot, D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology*, 89(8), 2290-2301.
- Violle, C., Navas, M.L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892.
- Wehn, S. & Olsson, E.G.A. (2015). The performance of the endemic alpine herb *Primula scandinavica* in a changing European mountain landscape. *Annales Botanica Fennici*, 52: 171-180.
- Wehn, S. (2009). A map-based method for exploring responses to different levels of grazing pressure at the landscape scale. *Agriculture, ecosystems & environment*, 129(1), 177-181.
- Wehn, S. (2014). Do we obtain representative data sets in ecological studies of semi-natural grasslands? Nordic Oikos meeting 2014, Stockholm, Sweden.
- Wehn, S. (2015). Beiting med sau – effekter på biomangfold. I Fløistad, E. and Günther, M. (red.) Bioforsk-konferansen 2015. Bioforsk FOKUS 10(2): 38.
- Wehn, S., Johansen, L. & Taugourdeau, S. (2015). To predict the consequences of land-use change on vegetation dynamics; both taxonomic and functional biodiversity indexes as well as other ecological drivers have to be invested. Norsk økologisk forening konferanse, Bergen.
- Wehn, S., Olsson, G. & Hanssen, S. (2012). Forest line changes after 1960 in a Norwegian mountain region—implications for the future. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 66(1), 2-10.
- Wehn, S., Pedersen, B. & Hanssen, S. K. (2011). A comparison of influences of cattle, goat, sheep and reindeer on vegetation changes in mountain cultural landscapes in Norway. *Landscape and Urban Planning*, 102(3), 177-187.

SAMMENDRAG

Dette prosjektet «Naturindeks; videreutvikling av kunnskapsgrunnlaget for åpent lavland mot 2015» finansiert av Miljødirektoratet, har utviklet metoder for å etablere overvåkning av semi-naturlig eng. Gjennom denne siste fase av prosjektet, er fire delundersøkelser gjennomført for å teste ut metodikk angående:

- 1) Bruk av enkel modellering til å predikere områder med potensielt høy sannsynlighet for utbredelse av semi-naturlig eng.
- 2) Kartlegging og avgrensing av semi-naturlig eng.
- 3) Registrering av biologisk mangfold.
- 4) Registrering av miljøvariabler.

1) Gjennom enkle GIS-analyser ble to studieområder (storruter; 1 km × 1 km) og 30 småruter (500 m × 500 m) valgt ut grunnet antatt høy sannsynlighet for at semi-naturlig eng var utbredt i disse.

2) En foreslått metode for kartlegging av semi-naturlig eng ble testet ut og vurdert til å være velegnet til formålet. Metoden er trinndelt og består i å:

- Sammenstille tilgjengelig informasjon (arealressurskart (AR5), historiske flyfoto og infrarøde (IR) og farge flyfoto) for så å lokalisere potensielle semi-naturlige enger.
- Gjennomføre feltbefaringer for de arealer som ved Trinn 1 ble definert som potensielle semi-naturlige eng-arealer.
- Avgrense og kartlegge semi-naturlig eng i felt ved bruk av håndholdt felt-PC hvor digitale flyfoto, GPS-posisjon og programvare for digitalisering er tilgjengelige.

3) Ulike metoder for å registrere biologisk mangfold ble testet ut. For Naturindeks i Norge, ble følgende biologiske egenskaper i en semi-naturlig eng vurdert som viktige å registrere:

- Plante-mangfold; totalt antall karplanter; antall av og populasjonsdynamikk hos kjennetegnende arter for semi-naturlig eng i god hevd (dvs. arter som karakteriserer eller er sterkt bundet til vegetasjonstypen (Fremstad 1997)).
- Plantenes artssammensetning og variasjon i denne.
- Funksjonelle egenskaper hos plante-artene og variasjon i disse (= funksjonell diversitet).

Egnede metoder å samle inn data på disse egenskapene i semi-naturlige enger som inngår i en overvåkning er:

- Artslister for engene som inkluderer alle karplantene tilstede.
- Mengdeangivelser for alle karplante-arter i engene.
- Forekomstdata for alle karplante-arter tilstede i minst ti 1 m × 1 m ruter i engene.
- Populasjonsdynamikk data.

4) Miljøvariabler med stor effekt på tilstand i semi-naturlig eng (og åpent lavland) bør registreres som del av et systematisk overvåkingsopplegg. Dette bør samkjøres med Natur i Norge (NiN)- kartlegging. Mange av beskrivelsene i NiN 2.0 rammeverket gir stor variasjon grunnet subjektiv tolkning. Dette gjelder både beskrivelsene av de lokale, komplekse miljøvariablene og tilstandsvariablene som definerer hovedtypene. Klarere definisjoner av de variablene som skal registreres i felt er nødvendig. I tillegg er det viktig at alle som deltar i feltregistreringene gjennomgår en kalibrering for å sikre en felles forståelse og vurdering av miljøvariablene som skal registreres. Vi foreslår et sett med miljøvariabler som bør registreres når semi-naturlig eng skal kartlegges og deretter overvåkes:

- Regionale miljøvariabler: Temperatur og nedbør.

Klimaet endres og vil fortsette å endre seg i framtiden. Dette vil ha stor innvirkning på norsk natur, inkludert åpent lavland og semi-naturlig eng. Klimadata blir samlet inn på målestasjoner av meteorologisk institutt og er derfor lett tilgjengelige.

- Tilstandsvariabler: Gjødslingsgrad og gjengroing.

Gjødslingsgrad og gjengroing er definert til å være miljøvariabler med høy innvirkning på tilstand i åpent lavland. Gjødslingsgrad er vanskelig å dokumentere uten samtaler/intervjuer med brukere. For å definere grad av gjengroing må analyser av artssammensetning gjøres samt estimering av busk og tresjiktetthet. Flyfototolking er antageligvis en bedre egnet metode å estimere busk og tresjiktetthet enn tolking av dette i felt. En evaluering av flyfototolking som metode vil foreligge i den endelige sluttrapporten.

**NIBIO**NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

TITTEL/TITLE

NATURINDEKS NORGE -
VIDEREUTVIKLING AV KUNNSKAPSGRUNNLAGET FOR ÅPENT LAVLAND: FASE 3
EVALUERING AV METODIKK FOR KARTLEGGING OG REGISTRERING AV BIOLOGISK
MANGFOLD OG MILJØVARIABLER I SEMI-NATURLIG ENG. «UNDERVEISRAPPORT»

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

SØLVI WEHN, LINE JOHANSEN, SVERRE LUNDEMO, KNUT ANDERS HOVSTAD

DATO/DATE:

16.10.2015

TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:

Åpen

PROSJEKT NR./PROJECT NO.:

130190

SAKSNR./ARCHIVE NO.:

RAPPORT NR.
/REPORT NO.:

1/2015

ISBN-NO:

978-82-17-01459-1

ANTALL SIDER/
NUMBER OF PAGES:

72

ANTALL VEDLEGG/
NUMBER OF APPENDICES:

0

OPPDRAUGS GIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet; M-391|2015

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Else Marie Løbersli

STIKKORD/KEYWORDS:

Semi-naturlig eng, metodeutvikling, biologisk
mangfold

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Kulturlandskap og biologisk mangfold

SAMMENDRAG:

Dette prosjektet har utviklet metoder for å etablere overvåkning av semi-naturlig eng.

LAND/COUNTRY:

Norge

STED/LOKALITET:

Kvithamar

GODKJENT / APPROVED

NAVN/NAME

FORSKER / RESEARCHER

NAVN/NAME



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

