

## Hotspot kulturmarkseng

Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkings-  
opplegg fra ARKO-prosjektet

Harald Bratli, Marianne Evju, John Bjarne Jordal, Olav Skarpaas og  
Odd E. Stabbetorp





## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

### **Annen publisering**

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

# Hotspot kulturmarkseng

Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt  
overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet

Harald Bratli  
Marianne Evju  
John Bjarne Jordal  
Olav Skarpaas  
Odd E. Stabbetorp

Bratli, H., Evju, M., Jordal, J.B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E.  
2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag  
til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet - NINA  
Rapport 1100. 76 s.

Oslo, desember 2014

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2720-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Harald Bratli

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erk Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Anne Sundbye

FORSIDEBILDE

Slåtteeng med søstermarihånd *Dactylorhiza sambucina* i Seljord  
kommune. Foto: Harald Bratli

NØKKEWORD

Overvåking, kulturmarkseng, rødlistearter, engplanter, beitemarks-  
opp

KEY WORDS

Monitoring semi-natural grassland, red listed species, vascular  
plants, grassland fungi

#### KONTAKTOPPLYSNINGER

##### **NINA hovedkontor**

Postboks 5685 Sluppen  
7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00

##### **NINA Oslo**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon: 73 80 14 00

##### **NINA Tromsø**

Framsenteret  
9296 Tromsø  
Telefon: 77 75 04 00

##### **NINA Lillehammer**

Fakkelgården  
2624 Lillehammer  
Telefon: 73 80 14 00

[www.nina.no](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Bratli, H., Evju, M., Jordal, J.B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2014. Hotspot kulturmarkseng. Beskrivelse av habitatet og forslag til nasjonalt overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. – NINA Rapport 1100. 76 s.

Rapporten beskriver arbeidet med hotspot kulturmarkseng i ARKO-prosjektet (Arealer for Rødlisterarter – Kartlegging og Overvåking) gjennom hele perioden, fra 2009 – 2014. Rapporten er en videreføring og avslutning av arbeidet fra 2009 og 2010 rapportert i Bratli et al. (2011). I arbeidet har vi tatt utgangspunkt i kulturmarkseng (slik denne er definert i Naturtyper i Norge), som omfatter både slåttemark og naturbeitemark, og vektlagt artsgruppene karplanter og beitemarksopp. Gjennom prosjektet har vi foretatt en beskrivelse og avgrensing av hotspot-habitatet, dokumentert utbredelse og artsmangfold av karplanter og sopp tilknyttet habitatet, vurdert habitatets utbredelse og forekomstfrekvens, vurdert arealenes relative betydning for de tilstedeværende rødlisteartene, og identifisert de viktigste miljøvariabler og påvirkningsfaktorer. Med utgangspunkt i dette foreslår vi et nasjonalt overvåkingsopplegg for hotspot kulturmarkseng.

Eksisterende databaser med informasjon om rødlistede arter (Artskart) og lokaliteter (Naturbase) er analysert. Lister med 86 rødlistede karplanter og 104 beitemarksopp, som forekommer i typen, er utarbeidet og analyser av fordelingsmønstre gjennomført. En analyse av artenes opptreden i Naturbase-lokaliteter av ulike naturtyper indikerer at kulturmarkseng har stor relativ betydning for rødlisteartene.

Kartlegging og utprøving av metoder er foretatt i tre ulike delprosjekter: 1 – tilfeldig utvalg av lokaliteter fra Naturbase, 2 – tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter i rutenett i seks områder, 3 – utprøving av overvåkingsmetodikk i rutenett i Buskerud fylke. I hvert datasett er samtlige karplanter og beitemarksopp, samt miljøparametere og aktuelle overvåkingsindikatorer registrert. Engenes fordeling regionalt og langs ulike miljøvariabler er sammenstilt, og forholdet mellom artsrikdom og miljøvariabler er analysert. Vi fant få klare sammenhenger mellom artsrikdom av rødlisteartene og miljøvariabler. Resultatene viser at hotspot kulturmarkseng (kulturmarkseng med rødlistearter eller potensiale for rødlistearter) omfatter enger langs det meste av kalkinnholdgradienten (trinn 3–6), med hovedvekt på de to mest kalkrike trinnene (trinn 5 kalkrik og trinn 6 kalkmark). Hotspot-habitatet omfatter både friske og moderat tørkeutsatte enger. De er lite eller ikke gjødslet, fortrinnsvis moderat beitet og i aktuell ekstensiv bruk, men kan også omfatte enger som ikke er i bruk, eller brukes svært ekstensivt. De omfatter gjengroingstrinn 1–3. Det må forekomme partier med åpen eng, heldekkende busksjikt inngår ikke. Både slåttemark og naturbeitemark inngår. Hverken vegetasjonsregionkart eller berggrunnskart gir grunnlag for å avgrense overvåkings definisjonsområde. På bakgrunn av dette forelås fastmarks-Norge under skoggrensa som definisjonsområde.

Fordi forekomstfrekvensen av hotspot-habitatet er så vidt lav, vil tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter ikke egne seg. Vi har brukt data samlet inn i prosjektperioden til å vurdere hvordan definisjonsområdet kan stratifiseres i JA- og NEI-areal, hhv. areal med stor og liten sannsynlighet for forekomst av hotspot-habitatet, og hvor mange overvåkingslokaliteter av JA- og NEI-ruter som bør inngå i et overvåkingsopplegg for å kunne oppdage en gitt endring i areal, tilstand og artsrikdom over tid. Vi foreslår et overvåkingsopplegg med 5-årig omdrev, med til sammen 300 JA- og 300 NEI-ruter totalt pr. omdrev, men at antallet NEI-ruter justeres når mer informasjon foreligger. Valg av indikatorvariabler og metoder for registrering av disse beskrives, og en kort oppsummering av foreslått overvåkingsopplegg presenteres i kapittel 6.

Harald Bratli ([harald.bratli@nina.no](mailto:harald.bratli@nina.no)), Marianne Evju ([marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)), Olav Skarpaas ([olav.skarpaas@nina.no](mailto:olav.skarpaas@nina.no)) og Odd E. Stabbetorp ([odd.stabbetorp@nina.no](mailto:odd.stabbetorp@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo.

John Bjarne Jordal, ([john.bjarne.jordal@sunndals.net](mailto:john.bjarne.jordal@sunndals.net)), Auragata 3, 6600 Sunndalsøra.

## Abstract

Bratli, H., Evju, M., Jordal, J.B., Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. 2014. Hotspot semi-natural grasslands. Description of the habitat and a national monitoring method from the ARKO-project. – NINA Report 1100. 76 pp.

The report describes the development of a national monitoring program for the hotspot-habitat semi-natural grassland in the ARKO-project. This report is a continuation of previous work reported in Bratli et al. (2011) and covers the whole project period from 2009 to 2014. Semi-natural grassland in this report covers both pastures and hay meadows. The main emphasis has been on habitat specialists and red listed species of vascular plants and grassland fungi.

The work has focussed on the following topics: a description and definition of the hotspot-habitat, documentation of its national distribution and frequency of occurrence. Furthermore the species diversity of habitat specialists of vascular plants and fungi occurring in the habitat have been documented and the habitat's relative contribution to this diversity analysed. Important environmental variables, management variables and other human impacts have been identified. Based on this information a national monitoring method is proposed. A list containing 104 red listed grassland fungi and 86 red listed vascular plants occurring in the habitat has been prepared. Based on information extracted from the Species Map Service at the Norwegian Biodiversity Information Centre (Artskart), distribution patterns of the redlisted species have been analysed.

Methods for mapping and monitoring of the hotspot-habitat have been developed and tested during field surveys in three sub-projects; 1 – random sample of sites from the national database Naturbase, 2 – a grid-based random selection of sites in six areas, and 3 – a subsequent test of a grid-based random site selection in Buskerud county. All vascular plants, grassland fungi and environmental variables are registered in all sites. The distribution of semi-natural grasslands along regional and environmental gradients is compiled, and the relationship between species richness and environmental variables analysed. We found few clear relationships between species richness of red listed species and environmental variables. The results show that the hotspot-habitat (semi-natural grasslands with red listed species or with potential for red listed species) is found most often on sites with calcareous substrate, however acidic grasslands were also found to be important for grassland fungi. The sites tend to be dry to mesic, and not or only slightly fertilised. They are in use by traditional management, but may be abandoned not long ago, if patches of high quality grassland habitat still can be found within the meadows.

The hotspot habitat is found across all of Norway, and we include all area below the forest line as the target area for the monitoring program. The prevalence of the hotspot-habitat is low (1–1.5%), and a random selection of monitoring sites unsuitable. We used data collected during the project period to assess how to stratify the area for monitoring into YES- and NO-area, that is area with high and low probability of occurrence of semi-natural grasslands, respectively. We also assessed how many monitoring sites of the YES- and NO-type to include in a national monitoring to be able to detect a given change in habitat area, ecological state and species richness over time. We suggest a monitoring program with 300 fixed YES-sites and 300 fixed NO-sites, but with the option to adjust the number of NO-sites when more data are available. The 600 sites will be mapped during a 5-year period. Indicator variables to be included and methods for recording these are described, and a short summary of the suggested monitoring program is given in chapter 6.

Harald Bratli ([harald.bratli@nina.no](mailto:harald.bratli@nina.no)), Marianne Evju ([marianne.evju@nina.no](mailto:marianne.evju@nina.no)), Olav Skarpaas ([olav.skarpaas@nina.no](mailto:olav.skarpaas@nina.no)) og Odd E. Stabbetorp ([odd.stabbetorp@nina.no](mailto:odd.stabbetorp@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, NO-0349 Oslo, Norway.  
John Bjarne Jordal, ([john.bjarne.jordal@sunndals.net](mailto:john.bjarne.jordal@sunndals.net)), Biolog J.B. Jordal, Auragata 3, NO-6600 Sunndalsøra, Norway.

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>3</b>
<b>Abstract</b>	<b>4</b>
<b>Innhold</b>	<b>5</b>
<b>Forord</b>	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b>	<b>8</b>
1.1 Bakgrunn	8
1.2 Rapportens formål	9
<b>2 Datainnsamling i ARKO kulturmarkseng</b>	<b>10</b>
2.1 Utvalg av lokaliteter	10
2.1.1 Naturbase	10
2.1.2 Rutedata – Oppdal, Vågå, Østfold	11
2.1.3 Testdata – Buskerud	12
2.2 Feltprotokoll	13
2.2.1 Innsamling av artsdata	13
2.2.2 Innsamling av lokalitet- og tilstandsdata	13
2.3 Beregninger/dataanalyser	16
<b>3 Rødlistearter i kulturmarkseng</b>	<b>18</b>
3.1 Geografisk fordeling av artene	18
3.2 Kulturmarksengenes betydning for rødlisteartene	20
<b>4 Karakterisering av kulturmarkseng med rødlistearter – hotspot kulturmarkseng</b>	<b>22</b>
4.1 Fordeling av kartlagte enger langs ulike gradienter	22
4.1.1 Regional fordeling	24
4.1.2 Fordeling av lokaliteter etter hevd og andre miljøvariabler	25
4.2 Hvordan fordeler rødlisteartene seg langs ulike gradienter?	28
4.2.1 Antall rødlistearter	28
4.2.2 Regional fordeling av antall rødlistearter	31
4.2.3 Fordeling av rødlistearter etter miljøvariabler	32
4.3 Konklusjon: hvilke variabler er viktige for rødlistearter i kulturmarkseng	37
4.3.1 Antall rødlistearter i kulturmarkseng varierer langs ulike miljøgradienter	37
4.3.2 Erfaringer fra tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter	39
4.3.3 Hotspot-habitatet kulturmarkseng langs geografiske gradienter	39
<b>5 Utvikling av et overvåkingsopplegg</b>	<b>42</b>
5.1 Formål med overvåking av hotspot kulturmarkseng	43
5.2 Avgrensning av definisjonsområdet	43
5.3 Utvalg av og avgrensning av overvåkingslokaliteter	45
5.3.1 Hvordan velge ut overvåkingslokaliteter	45
5.3.2 Flybildetolking og valg av overvåkingslokaliteter for feltbesøk	53
5.3.3 Hvordan avgrense overvåkingslokaliteter	53
5.4 Hvilke indikatorvariabler skal måles	54
5.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet	55
5.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene	56
5.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter	57
5.8 Datalagring, analyse og rapportering	58
5.9 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse	59
<b>6 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode</b>	<b>60</b>

<b>7 Referanser .....</b>	<b>62</b>
<b>Vedlegg 1 Rødlistede karplanter tilknyttet kulturmarkseng.....</b>	<b>65</b>
<b>Vedlegg 2 Rødlistede beitemarksopp tilknyttet kulturmarkseng.....</b>	<b>68</b>
<b>Vedlegg 3 Resultater av analyser .....</b>	<b>71</b>



## Forord

En sentral del av Stortingsmelding nr 42 (2000-01), "Biologisk mangfold. Sektoransvar og sam-ordning" er innføringen av et nytt kunnskapsbasert forvaltningssystem for biologisk mangfold. Dette systemet bygger på at all areal- og ressursforvaltning skal utføres på bakgrunn av kunnskap om hvor de viktigste områdene for biologisk mangfold er, hvilken verdi områdene har og hvordan ulike aktiviteter påvirker mangfoldet. Prinsippene for sektoransvar er sterkt og tydelig fokusert.

I denne sammenhengen ble "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" etablert i 2003. Målet er å gi informasjon om stedfesting og verdiklassifisering av viktige områder for biologisk mangfold, undersøke endringer i biologisk mangfold over tid og årsakene til endringene, og komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Programmet skal både kvalitetssikre eksisterende data, etablere aktiviteter for å tette kunnskapshull og videreutvikle pågående kartleggings- og overvåkingsaktiviteter. Data skal gjøres allment tilgjengelig. Dette inkluderer utvikling og iverksettelse av opplegg for nye systematiske registreringer av rødlistearter i prioriterte områder, samt videreutvikling av eksisterende kartleggingsprogrammer slik at nye funn av rødlistearter fanges opp i større grad. Programmet finansieres av Miljødirektoratet, Forsvarsbygg, Jernbaneverket, Vegdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat, Landbruksdirektoratet og Landbruks- og matdepartementet. Miljødirektoratet er sekretariat.

Denne rapporten omhandler en del av prosjektet "Arealer for Rødlistearter - Kartlegging og Overvåking" (ARKO), som er en del av Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Formålet med ARKO-delprosjektet er tredelt; øke kunnskapen om rødlistearter, identifisere viktige forvaltningsarealer for rødlistearter og utvikle metoder for overvåking av rødlistearter. Prosjektet er et samarbeid mellom Norsk institutt for naturforskning, Institutt for naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (INA-NMBU), Naturhistorisk museum ved Universitetet i Oslo (NHM-UiO) og Norsk institutt for skog og landskap.

ARKO-prosjektet har fokusert på sjeldne, velavgrensede naturtyper med ansamlinger av rødlistearter/truete arter, gjerne også med mange habitatspesifikke arter, såkalte **hotspot-habitater**. Første programperiode i ARKO/Nasjonalt program gikk fra 2003 til 2006, andre programperiode fra 2007 til 2010, og tredje periode går fra 2011 til 2015. Alle tidligere rapporter finnes på ARKOs hjemmeside ([www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx](http://www.nina.no/Overvåking/ARKO.aspx)).

Denne rapporten omhandler hotspot-habitatet Kulturmarkseng. Rapporten sammenstiller data samlet inn i ARKO-prosjektet og beskriver et forslag til overvåkingsopplegg for kulturmarkseng.

Oslo, desember 2014

Harald Bratli  
Hotspot-ansvarlig for kulturmarkseng

Marianne Evju  
Prosjektleder ARKO

# 1 Innledning

## 1.1 Bakgrunn

Naturtypen kulturmarkseng omfatter enger som har vært brukt til slått og/eller beite, uten eller med små ekstra tilførsler av næring i form av gjødsel, og som verken har vært pløyd eller tilsådd. De typiske kulturmarksengene er utmarksarealer som ble beitet eller slått regelmessig. Slike enger hadde en sentral plass i det tradisjonelle jordbruket; beitebruk og fôrhøsting i utmarka var et viktig element i gårdens produksjon. Også enkelte, mindre intensivt drevne innmarksarealer kan karakteriseres som kulturmarksenger, når tilførselen av gjødsel ikke har vært stor nok til å sette særlige spor på vegetasjonen. Kulturmarkseng dekker relativt lite areal i Norge, sammenlignet med skog, fjell og hei. Tidligere var slått og beite i utmark mer utbredt, og arealet av naturtypen er gradvis redusert (Lindgaard & Henriksen 2011). Naturtypens areal og tilstand endres med opphør av drift og gjengroing særlig i områder som er tungdrevne, og mer intensivt drift med gjødsling og oppdyrking i mer lettdrevne og tilgjengelige områder. Kulturmarkseng generelt ble derfor vurdert som en sårbar (VU) naturtype, og slåtteeeng som sterkt truet (EN) i rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011).

Kulturmarkseng domineres av lavvokste gras og urter som naturlig er hjemmehørende i området. Engene er kjent for sitt høye plantemangfold (Poschlod & WallisDeVries 2002, Pärtel et al. 2007, Habel et al. 2013, Dengler et al. 2014). De norske engene kan ikke sammenlignes med de mest artsrike engene i Sentral- og Øst-Europa (Dengler et al. 2014), men de er antatt å være blant våre mest artsrike, hjemlige naturtyper, med et høyt antall habitatspesialister og rødlistede arter (Bratli et al. 2011). Det er derfor knyttet sterke interesser til opprettholdelse av denne naturtypen. Slåttemark er en utvalgt naturtype (UN) etter naturmangfoldloven, med egen handlingsplan (Anonym 2009), og en handlingsplan for naturbeitemark er under utarbeiding. I tillegg er det utarbeidet faggrunnlag med handlingsplan for en rekke kulturmarksarter, blant annet dragehode *Dracocephalum ruyschiana* (VU) (**Figur 16**) og honningblom *Herminium monorchis* (CR) (**Figur 17**), som begge er prioriterte arter etter naturmangfoldloven, solblom *Arnica montana* (VU) (**Figur 1**), svartkurle *Nigritella nigra* (EN) (**Figur 18**) og beitemarksoppene slimjordtunge *Geoglossum difforme*, (EN) (**Figur 6**), rosa vokssopp *Hygrocybe calyptriformis* (CR) (**Figur 7**), tinnvokssopp *Hygrocybe canescens* (EN), vrangjordtunge *Microglossum atropurpureum* (VU) (**Figur 9**), grå narremusserong *Porpoloma metapodium* (EN) og vranglodnetunge *Trichoglossum walteri* (VU) (**Figur 10**).

Naturbeitemark ble definert som et hotspot-habitat for sjeldne arter i 2008 (Sverdrup-Thygeson et al. 2008, Bratli et al. 2011). Et hotspot-habitat er en sjelden, velavgrenset naturtype med ansamlinger av rødlistearter, gjerne mange habitatspesifikke arter. Hotspot-habitat-tilnærmingen gjør det mulig å kartlegge og overvåke mange arter, inkludert sjeldne og rødlistede arter, innenfor et relativt begrenset areal (Sverdrup-Thygeson et al. 2008). I tråd med inndelingen av naturtyper i NiN versjon 1 (Naturtyper i Norge; Halvorsen et al. 2009b), der kulturmarkseng omfatter både naturbeitemark og slåtteeeng, ble slåtteeeng inkludert i ARKO fra 2011. Dyremøkk i ugjødslede beitemarker, som er særlig viktig for såkalte møkkbiller, utgjør et eget hotspot-habitat, nært knyttet til kulturmarkseng (Ødegaard et al. 2011.).

NiN-systemet er under revisjon, og i NiN versjon 2 endres trolig navnet fra kulturmarkseng til semi-naturlig eng. Vi har likevel valgt å beholde kulturmarkseng som betegnelse, da NiN versjon 1 har ligget til grunn for navn og definisjoner av hovedtyper, grunntyper og miljøvariabler i arbeidet med ARKO hotspot kulturmarkseng.

## 1.2 Rapportens formål

I ARKO-prosjektet har vi jobbet med hotspot-habitatet kulturmarkseng siden 2009, først med fokus på naturbeitemark og siden 2011 også med fokus på slåtteeng. Arbeidet med kulturmarkseng har vært styrt rundt de følgende elementene:

1. Beskrivelse/avgrensning av kulturmarkseng.
2. Kartfesting av nasjonale forekomster av kulturmarkseng.
3. Dokumentasjon av artsinventaret, inkludert regionale variasjoner. Fokus har vært på karplanter og beitemarksopp.
4. Vurdering av arealenes relative betydning for de tilstedeværende rødlistearter.
5. Vurdering av arealmessig utvikling (framover/bakover) inkludert påvirkningsfaktorer.
6. Utvikling av overvåkingsopplegg for habitatet og artene der.

I sluttrapporten for ARKO-prosjektets periode II (Bratli et al. 2011) gis utfyllende beskrivelser av deler av dette arbeidet. I denne rapporten gis en sammenstilling av metoder for datainnsamling (kap. 2) og dokumentasjon av artsinventar og vurdering av arealenes relative betydning for rødlistearter (kap. 3), og resultater fra kartlegging og metodeutprøvinger (kap. 4). I kapittel 5 beskriver vi et forslag til overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet kulturmarkseng med bakgrunn i de resultatene og erfaringene vi har samlet gjennom arbeidet i ARKO.



**Figur 1.** Solblom *Arnica montana* (VU) i beitemark på Lista, Farsund kommune. Foto: Harald Bratli.

## 2 Datainnsamling i ARKO kulturmarkseng

Datainnsamling og utprøving av metodikk i ARKO-kulturmarkseng hadde et flersidig mål: å beskrive kulturmarkseng med høy konsentrasjon av rødlistearter, å dokumentere artsmangfoldet, samt å teste ut overvåkingsmetoder. Metodikk for utvalg av lokaliteter og datainnsamling i hver lokalitet fram til 2010 er tidligere rapportert i Bratli et al. (2011). Her vil derfor hovedtrekkene i metoden, samt ny eller supplerende metodikk og datainnsamling etter 2010 bli beskrevet. For utfyllende informasjon vises til Bratli et al. (2011).

### 2.1 Utvalg av lokaliteter

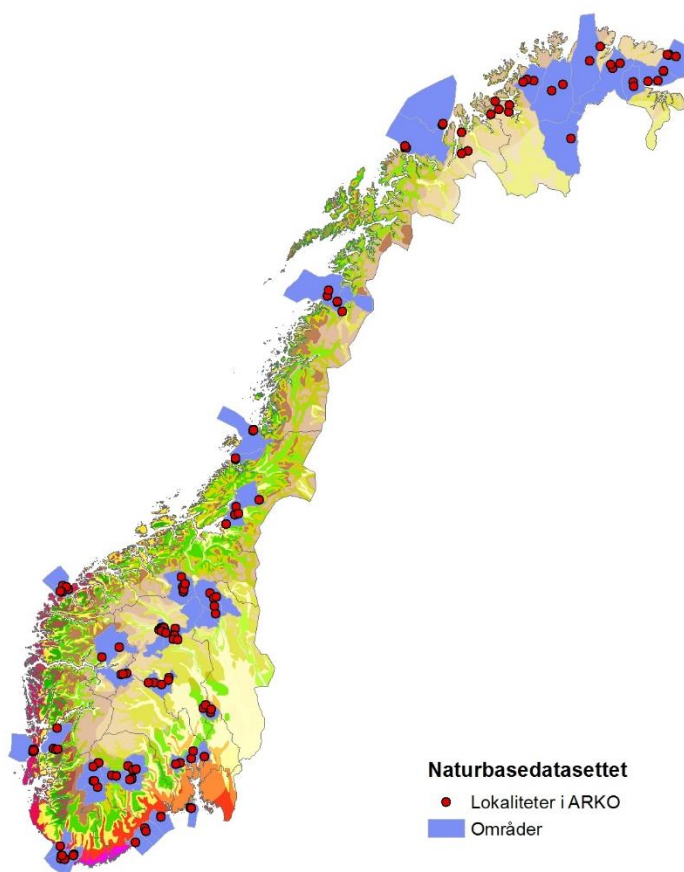
Datainnsamling er foretatt i tre ulike delprosjekter:

- 1 – tilfeldig utvalg av lokaliteter fra Naturbase
- 2 – tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter i rutenett
- 3 – utprøving av overvåkingsmetodikk i rutenett i Buskerud fylke.

#### 2.1.1 Naturbase

Det finnes ingen landsdekkende, fullstendige kart eller databaser med kulturmarkseng. Naturbase er den eneste nasjonale datakilden som inneholder naturtypene naturbeitemark og slåttemark. Utvalg av lokaliteter fra Naturbase var motivert av følgende grunner: 1) test av mulig metode for valg av overvåkingssteder, 2) å undersøke i hvilken grad rødlistede arter opptrer samlet innen lokaliteter, og 3) undersøke samvariasjon av rødlistede sopp og karplanter.

For å fange opp antatt viktige regionale gradienter for artsmangfoldet av rødlistede karplanter og beitemarksopp ble lokaliteter fra Naturbase valgt ut innen 20 områder. Disse ble valgt subjektivt for å fange opp biogeografisk variasjon og samtidig ha god geografisk spredning i Norge. Områdene var enten enkeltkommuner eller flere nærliggende kommuner (der antallet lokaliteter i Naturbase ikke var tilstrekkelig til å foreta et utvalg). Nærliggende kommuner ble valgt slik at de var mest mulig homogene med tanke på kulturmarkseng. Verdivurdering av lokaliteter i Naturbase er blant annet basert på forekomst av rødlistearter, der kategoriene CR og EN utløser verdi A, kategorien VU eller flere arter i kategori NT utløser



**Figur 2.** Plassering av områder for tilfeldig utvalg av lokaliteter fra Naturbase, de valgte lokalitetene og vegetasjonsgeografiske regioner etter Moen (1998).

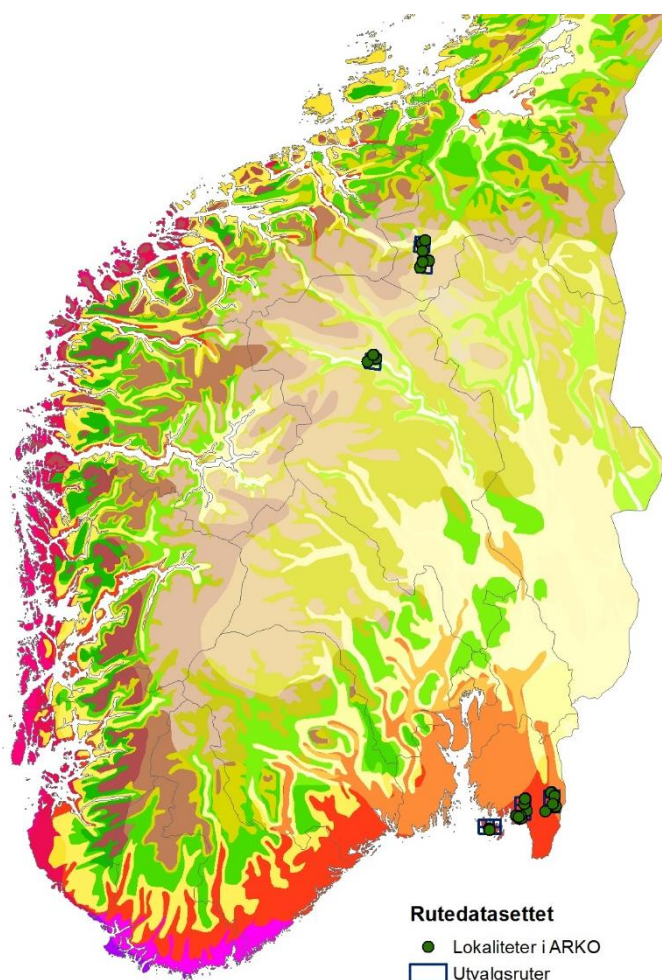


verdi B, og kategorien NT utløser verdi C. I utvalget ble lokaliteter med verdi A prioritert da disse ble antatt å inneholde flest rødlistearter.

Typene slåttemark (D01), naturbeitemark (D04), supplert med de gamle Naturbasetyperne kalkkrik eng (D08) og fukteng (D09), ble søkt ut fra Naturbase. Innen hvert utvalgt område ble fem lokaliteter fra Naturbase valgt tilfeldig. Plasseringen av områdene er vist i **Figur 2**. Slåttemarkslokaliteter, som først ble inkludert i siste del av undersøkelsesperioden, ble valgt ut i fire områder: Finnmark, Nord-Gudbrandsdalen, Vest-Telemark og Sørlandet kyst SV. Til sammen ble 140 lokaliteter i 20 områder valgt ut. Noen lokaliteter ble delt under feltarbeidet fordi selve kulturmarksenga lå adskilt av arealer med andre naturtyper (som skog eller intensivt drevet eng). I Troms og Finnmark ble feltarbeidet koordinert med et prosjekt for å øke kunnskapen om beitemarksopp i Nord-Norge og generell naturtypekartlegging av kulturmarkseng (Jordal & Bratli 2012), slik at ytterligere noen lokaliteter ble registrert under feltarbeidet. Vi har valgt å inkludere disse i analysene slik at det totale antallet lokaliteter som ble undersøkt i Naturbase-datasettet var 156 (**Figur 2**).

### 2.1.2 Rutedata – Oppdal, Vågå, Østfold

Utvalg av observasjonsområder basert på tilfeldig utvalg av ruter fra rutenett av gitt størrelse ble testet ut i Oppdal og Vågå i 2010 og Søndre Østfold i 2011. Hensikten var å vurdere i hvilken grad et tilfeldig rutebasert utvalg fanger opp kulturmarkseng i regioner med ulik jordbrukshistorie, naturgrunnlag og artstiltfang, og derved også potensiell forekomst av habitatet. De fire områdene til sammen spenner ut variasjon i forekomstfrekvens for kulturmarkseng i Sør-Norge. I Oppdal ble to områder (storruter) á 10 × 10 km og i Vågå ett tilsvarende område subjektivt valgt ut. Oppdal og Vågå ble valgt blant flere kandidat områder fordi kulturmark er grundig kartlagt der ([www.naturbase.no](http://www.naturbase.no)). Storrutene ble lagt slik at de representerte variasjon i naturforhold på steder der kulturmark forekommer. Siden Oppdal-rutene også inngikk i et naturindeksprosjekt der tolking av kulturmarkseng fra infrarøde flybilder (IR-bilder) var en del av metodikken (Norderhaug et al. 2012), ble disse storrutene lagt til områder med dekning av IR-bilder. Storrutene ble delt i ruter á 500 × 500 m, som ble gitt tilfeldig rekkefølge før potensiell kulturmarkseng ble tolket på flybilder. Ruter ble oppsøkt og kartlagt i felt, inntil tre ruter med kulturmarkseng innen hver storrute ble funnet.



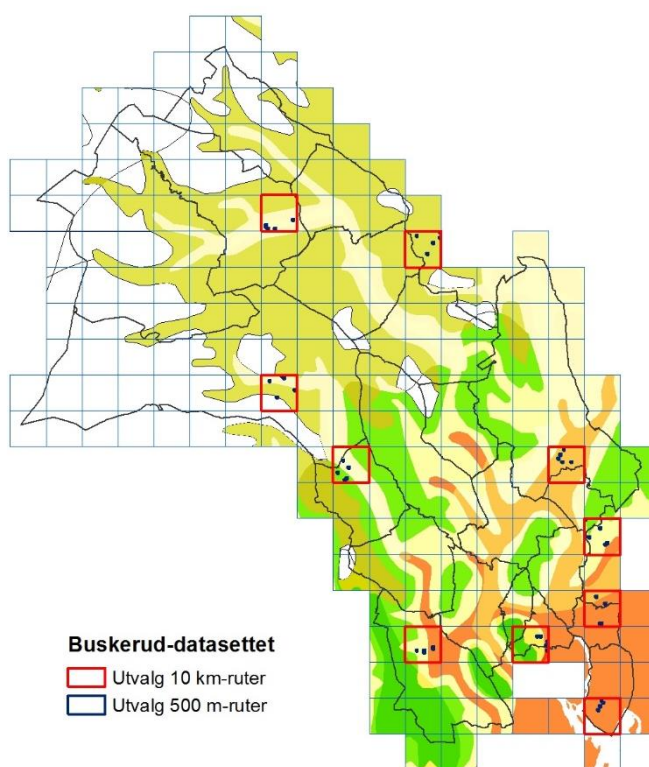
**Figur 3.** Geografisk plassering av lokaliteter i Rutedatasettet i områder á 10 × 10 km i Oppdal og Vågå og 10 × 15 km i Østfold og vegetasjonsgeografiske regioner etter Moen (1998).



I Søndre Østfold ble tre storruter på 10 × 15 km subjektivt valgt langs en gradient fra kyst til innland. Gradienten omfatter variasjon fra småskala, kupert kystlandskap med potensielt mange enger med rødlistearter på Hvaler, via storskala lite kupert jordbrukslandskap dominert av fulldyrka mark omkring Raet i Halden og småskala jordbrukslandskap med antatt mye gjengrodd mark i den skogsdominerte innlandskommunen Aremark. Til sammen antas det at disse tre storrutene representerer variasjonen i naturforhold og arealandel av kulturmarkseng i Søndre Østfold. Storrutene ble delt i ruter á 500 × 500 m. Ruter ble trukket tilfeldig og potensiell kulturmarkseng tolket på flybilder for påfølgende kartlegging i felt. Datainnsamlingen ble koordinert med et pågående Naturindeks-prosjekt, og ARKO-data inngår i resultater rapportert fra dette prosjektet (Norderhaug et al. 2012). Der er også metoder for datainnsamling beskrevet. Tilsammen omfattet rutedatasettet 111 lokaliteter (**Figur 3**).

### 2.1.3 Testdata – Buskerud

Buskerud fylke ble valgt som område for uttesting av enkelte elementer i et overvåkingsopplegg for hotspot kulturmarkseng i 2013. Valg av overvåkingsruter ble foretatt ved bruk av Statistisk sentralbyrås rutenett for Norge. Rutenettet dekker hele landet og har rutesørrelser fra 250 × 250 m til 50 × 50 km. 10 × 10 km-ruter som dekker Buskerud, ble fordelt på 12 biogeografiske grupper, basert på en PCA-ordinasjon av rutenes arealdekning av vegetasjonssoner (Moen 1998). Innen hver gruppe ble så én 10 × 10 km-rute valgt tilfeldig. Naboruter ble forkastet dersom de lå inntil en annen i utvalget. Deretter ble 500 × 500 m-ruter innen hver 10 × 10 km-rute gitt en tilfeldig rekkefølge og potensiell forekomst av kulturmarkseng ble undersøkt ved hjelp av ortofoto. 500 × 500 m-rutene ble ordnet i fire grupper 1) sikker forekomst av kulturmarkseng, 2) kanskje forekomst av kulturmarkseng, 3) ikke forekomst av kulturmarkseng og 4) forkastet; ruta i høyfjellet eller i vann. Fem 500 × 500 m-ruter ble valgt innen hver 10 × 10 km-rute, hvorav minst 3 skulle ha sikker forekomst av kulturmarkseng. Disse 5 rutene ble så oppsøkt i felt.



**Figur 4.** Geografisk plassering av undersøkelsesområdene i Buskerud fylke, og vegetasjonsgeografiske regioner etter Moen (1998).

Under feltarbeidet ble hver 500 × 500 m-rute oppsøkt og eventuell forekomst av kulturmarkseng ble avgrenset på ortofoto med støtte av håndholdt GPS. I hver eng ble artsdata og egenskapsdata registrert (se Feltprotokoll). Tilsammen omfattet datasettet 59 lokaliteter (**Figur 4**).

## 2.2 Feltprotokoll

Lokalitetene ble avgrenset i felt basert på ortofoto og GPS. Figurering av naturtyper ble basert på kriteriene for identifisering av naturtypen i NiN (se Halvorsen et al. 2011). I 500 × 500-rutene ble hele kulturmarksenga inkludert selv om den strakk seg utenfor. Det ble avgrenset figurer for hver grunntype av kulturmarkseng (T4) etter NiN, og det ble skilt mellom tredekte og åpne arealer for rutene i Oppdal og Vågå, mens egne figurer for ulike trinn av gjengroingsgrad ble figurert ut i Søndre Østfold. I Buskerud var kulturmarkseng uavhengig av grunntyper eller gjengroingstilstand kartleggingsenheten.

### 2.2.1 Innsamling av artsdata

I hver eng ble samtlige karplanter og beitemarksopp registrert, med unntak av Buskerud-datasettet, der kun karplanter ble registrert. Artsmengde for karplanter ble angitt som dekning og frekvens innen hver eng. Frekvens for en art ble registrert ved å anslå antall ruter en art forekommer innenfor, i et tenkt rutenett på 10 × 10 m lagt over lokaliteten (jf. Halvorsen et al. 2009a). Følgende skala for mengdeangivelse for både dekning og frekvens ble benyttet:

- |   |               |
|---|---------------|
| 1 | < 6,25 %      |
| 2 | 6,25 – 12,5 % |
| 3 | 12,5 – 25 %   |
| 4 | 25 – 50 %     |
| 5 | 50 – 75 %     |
| 6 | 75 – 100 %    |

Samtlige rødlistearter ble nøyaktig posisjonert ved hjelp av håndholdt GPS, og mengde i hvert punkt ble anslått. Registreringene ble forsøkt standardisert ved at ca. 10 meter ble benyttet som minsteavstand mellom hvert punkt. Både individer (mycel) av beitemarksopp og individer av de fleste klondannende plantearter har trolig oftest mindre utstrekning enn dette. Innsamlinger av utvalgte sopp- og karplantearter ble foretatt for dokumentasjon og sikker bestemmelse. Alle innsamlinger er levert herbariet ved Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. Funnopplysninger er dataregistrert i henhold til formater spesifisert av GBIF/Artskart.

### 2.2.2 Innsamling av lokalitet- og tilstandsdata

Relevante miljøvariabler ble registrert på lokalitetene etter standardisert metodikk basert på trinndeling i NiN versjon 1. For samtlige variabler ble en "gjennomsnittsverdi" for lokaliteten angitt. Følgende variabler ble registrert i felt.

**Kalkinnhold** er delt i seks trinn i NiN versjon 1. For kulturmarkseng er ikke de to fattigste trinnene i bruk, de dette anses å være for lavproduktive typer for bruk til beite eller slått. Følgende inndeling ble benyttet (**Tabell 1**):

**Tabell 1.** Trinndeling av variabelen kalkinnhold etter NiN versjon 1 Halvorsen et al. (2009b).

Trinn	Begrep	Kommentar
6	Kalkmark	Kulturmarkskalkeng utviklet på berggrunn med svært høyt kalkinnhold (kalkstein)
5	Kalkrik	Lågurt-kulturmarkseng utviklet på berggrunn med høyt kalkinnhold (eks. glimmerskifer, fyllitt)
4	Intermediær	Svak lågurt- kulturmarkseng utviklet på intermediær berggrunn (amfibolitt, sandstein)
3	Moderat kalkfattig	Kulturmarksrye utviklet på fattig berggrunn (granitt, gneis)

**Uttørkingsfare** ble delt i tre trinn på følgende vis (**Tabell 2**):

**Tabell 2.** Trinndeling av variabelen *uttørkingsfare* etter NiN versjon 1 Halvorsen et al. (2009b).

Trinn	Begrep	Kommentar
3	Svært tørkeutsatt	Parallell til lavskog. Negativt karakterisert ved å mangle en rekke arter med begrenset tørketoleranse
2	Moderat tørkeutsatt	Parallell til lyngskog. Negativt karakterisert ved å mangle "friskmarksarter"
1	Frisk	Parallell til blåbærskog. Karakterisert ved forekomst av en rekke "friskmarksarter"

**Grunnleggende hevdform** ble angitt som enten *beite* eller *slått*. Dette er en grov inndeling av viktigste hevdform. I praksis har bruken av mange enger variert over tid, og slåtteenger ble ofte også brukt til vår/høstbeite. Forekomst av gamle rydningsrøyser, struktur og jevnhet av marka er blant forhold som er blitt benyttet ved inndelingen.

**Aktuell bruksintensitet** er opprinnelig delt i seks trinn i NiN versjon 1, hvorav de tre øverste representerer intensivt drevet mark. Variabelen beskriver bruken i dag, slik at for eksempel tidligere ekstensivt drevet eng kan bli skåret med lavere bruksintensitet (f.eks. ikke i bruk) eller høyere, mer intensivt bruk (**Tabell 3**).

**Tabell 3.** Trinndeling av variabelen *aktuell bruksintensitet* etter NiN versjon 1 Halvorsen et al. (2009b).

Trinn	Begrep	Kommentar
6	Svært intensiv aktuell bruk	Tilsvarer åker eller kunsteng på fulldyrket mark
5	Intensiv aktuell bruk	Kunsteng på gjødsla mark, pløyd og tilsådd regelmessig
4	Moderat intensiv aktuell bruk	Beite eller slåtte-arealer. Pløyes ikke, men gjødsles (innmarksbeite)
3	Ekstensiv aktuell bruk	Ekstensiv bruk til beite og/eller slått. Ryddes om nødvendig regelmessig for vedvekster, men pløyes ikke og blir ikke tilsådd, sprøytet eller gjødslet
2	Svært ekstensiv aktuell bruk	Sporadisk eller svært ekstensiv bruk; blir (oftest) ikke ryddet; brukes som beite, men kan tidligere ha blitt slått
1	Ikke i bruk	Naturmark

**Aktuell bruksform** ble registrert som enten slått, beite eller ikke i bruk. I tillegg ble bruksrelaterte variabler som beitetrykk, dyreslag, rydding og gjødsling, angitt som egne variabler.

**Beitetrykk** ble vurdert ut fra beitespor på vegetasjonen, tråkk og dyremøkk (**Tabell 4**).

**Beitedyr.** Dyreslag på beite ble avkrysset slik: 1 – geit; 2 – hest; 3 – sau; 4 – storfe; 5 – gjess og andre fugler; 6 – andre dyrearter. Dyreslag gjelder dagens bruk og er basert på observasjon i felt.

**Tabell 4.** Trinndeling av variabelen beitetrykk etter Norderhaug et al. (2012).

Trinn	Begrep	Kommentar
0	Ikke beita	Uten spor etter beiting
1	Svakt beita	Svake spor etter beite. Beite flekkvis, men lite sammenhengende. Mye ubeita areal
2	Middels beita	Tydelige beitespor. Godt nedbeitet over størstedelen av arealet
3	Sterkt beita	Mesteparten av området kortvokst vegetasjon, noe tråkkskade
4	Hardt beita/overbeita	Snauspist og kortvokst, slitasjepreg. Dominert av naken mark og tråkksamfunn

**Manuell rydding.** Manuell rydding av busker og trær ble angitt som enten 0 – ikke ryddet, eller 1 – ryddet.

**Gjødslingsintensitet** ble angitt etter en fire-delt skala beskrevet i Norderhaug et al. (2012) på følgende vis (**Tabell 5**):

**Tabell 5.** Trinndeling av variabelen gjødslingsintensitet etter Norderhaug et al. (2012).

Trinn	Begrep	Kommentar
0	Ikke gjødsla	Uten spor etter gjødsling
1	Noe gjødsla	Svake spor etter gjødsling, arter typisk for kulturmarkseng forekommer unntatt svært følsomme arter
2	Middels gjødsla	Middels sterke spor etter gjødsling, fravær av egentlig kulturmarkseng-indikatorer
3	Sterkt gjødsla	Sterke spor etter gjødsling. Fravær av kulturmarkseng-indikatorer, lavt artsantall, preget av arter, ofte innsådde, med sterk gjødslingstoleranse

**Gjengroingstilstand.** Gjengroingstilstand beskriver suksesjonsforløpet fra kulturmarkseng i bruk gjennom ulike stadier til vegetasjonens artssammensetning tilsvarer naturmark (tilsvarende den mark som den semi-naturlige enga utviklet seg fra). I NiN versjon 1 er variabelen basert på en trinndeling av gradvise endringer i artssammensetning. I praksis er dette vanskelig å avgjøre under feltregistrering. Som en praktisk tilnærming ble forekomst av gjengroingsarter, busker og trær benyttet for å karakterisere trinnene (**Tabell 6**).

**Tabell 6.** Trinndeling av variabelen gjengroingstilstand etter Halvorsen et al. (2009b).

Trinn	Begrep	Kommentar
5	Ettersuksjonstilstand	Artssammensetning som i naturmark
4	Sein gjenvekstsuksesjonsfase	Sterkt gjengrodd. Tett- og høyvokst skog
3	Tidlig gjenvekstsuksesjonsfase	Tydelig gjengrodd. kratt og/eller lavvokst eller åpen skog
2	Brakkleggingsfasen	Begynnende gjengroing, gjengroingsarter forekommer, men vedvekster mangler eller forekommer spredt
1	I bruk	Artssammensetning karakteristisk for kulturmarkseng

**Dekning av døde planterester.** Dødt gras og andre døde planterester kan hemme frøspiring (Bakker et al. 2012) og redusere muligheten for fruktlegemeproduksjon for små sopparter. Gjennom nedbrytning kan dødt gras også gi økt næringstilførsel. Dekningen ble angitt som andel av

lokalitetens areal etter følgende trinn: 6 – > 3/4; 5 – mellom 1/2 og 3/4; 4 – mellom 1/4 og 1/2; 3 – mellom 1/8 og 1/4; 2 – mellom 1/16 og 1/8; 1 – mellom 1/32 og 1/8.

**Areal tresjikt** (vedaktige planter over 2 m) ble registrert som prosent dekning ved feltbefaring og med støtte i ortofoto.

**Areal busksjikt** (vedaktige planter over 80 cm, men under 2 m) ble registrert som prosent dekning ved feltbefaring og med støtte i ortofoto.

**Dominans tresjikt.** Angivelse av dominerende treslag. 1: 25 – 50 %; 2 – >50 % kronedekning

**Dominans busksjikt.** Angivelse av dominerende buskslag 1: 25 – 50 %; 2 – >50 % kronedekning.

Følgende variabler ble også vurdert, men var ikke aktuelle i de undersøkte engene: forekomst av pløyespor, sprøyting med pesticider og avsviing.

Etter feltarbeid ble kart over den enkelte lokalitet koblet mot berggrunnskart i målestokk 1:250 000 (www.ngu.no) og vegetasjonsregionkart (Moen 1998). Informasjon om vegetasjonssone, vegetasjonsseksjon og berggrunn ble tilordnet hver lokalitet. Høyde over havet (midtpunkt) ble også registrert. X- og Y-koordinat for centroiden, samt areal for hver lokalitet ble beregnet. Følgende variabler ble registrert i felt eller beregnet i ettertid:

**Vegetasjonssone** angitt etter Moens vegetasjonsregionkart (Moen 1998): BN – boreonemoral, SB – sørboreal, MB – mellomboreal, NB – nordboreal. Nemoral sone ble inkludert i boreonemoral sone og noen få alpine lokaliteter på Varangerhalvøya ble inkludert i nordboreal sone.

**Vegetasjonsseksjon** angitt etter Moens vegetasjonsregionkart: O3 – sterkt oseanisk seksjon, O2 – klart oseanisk seksjon, O1 – svakt oseanisk seksjon, OC – overgangsseksjonen, C1 – svakt kontinental seksjon. Temperert underseksjon av sterkt oseanisk seksjon (O3t) ble slått sammen med sterkt oseanisk seksjon (O3).

**Berggrunn** inndelt etter kalkrikhet i tre klasser: rik, middels, fattig basert på berggrunnskart i målestokk 1:250 000 (Bakkestuen et al. 2008).

## 2.3 Beregninger/dataanalyser

Vi ønsket å undersøke om det var en sammenheng mellom miljøvariablene registrert på den enkelte lokalitet og artsrikdom. Vi brukte rødlistede engplanter og beitemarksopp som responsvariabler. Lineære miksede modeller (LME) ble valgt. Når lokalitetene er valgt innenfor kommunegrupper (Naturbasedatasettet) eller er nøstet innenfor ruter (500 × 500 m-ruter innenfor 10 × 10 km-ruter i Rutedatasettet), kan vi forvente at nærliggende lokaliteter er likere hverandre enn lokaliteter fra ulike kommunegrupper/ruter. Miksede modeller gjør det mulig å håndtere slik romlig autokorrelasjon i dataene (Zuur et al. 2009) gjennom å inkludere tilfeldige faktorer (kommunegruppe i Naturbasedatasettet, rute nøstet i storroute i Rutedatasettet).

Vi kjørte separate analyser for engplanter og beitemarksopp og for Naturbase- og Rutedatasettet, slik at vi kunne undersøke om det var forskjeller mellom datasettene og artsgruppene med hensyn på miljøvariablene. Vi kjørte enkle modeller med én forklaringsvariabel om gangen for å identifisere viktige miljøvariabler for avgrensing av hotspot-habitatet og videre overvåking. Fordi artsantall økte med lokalitetenes areal, inkluderte vi areal som kovariabel i analysene. Vi kjørte også en multippel regresjon med alle forklaringsvariablene, med modellforenkling og sammenligning av modeller med AIC, for å finne kombinasjonen av forklaringsvariabler som best forklarte



arts mangfold av rødlistearter. I denne analysen slo vi sammen rødlistede engplanter og beitemarksopp, men lagde separate modeller for Naturbase- og Rutedatasettet. Alle resultatene av analysene finnes i **Vedlegg 3**.



**Figur 5.** Fiolett greinkøllesopp *Clavaria zolingeri* (VU). Foto: John Bjarne Jordal.



**Figur 6.** Slimjordtunge *Geoglossum difforme* (EN). Foto: John Bjarne Jordal.



**Figur 7.** Rosa vokssopp *Hygrocybe calyptriformis* (CR). Foto: John Bjarne Jordal.



**Figur 8.** Gyllen vokssopp *Hygrocybe aurantiosplendens* (NT). Foto: John Bjarne Jordal.



**Figur 9.** Vrangtunge *Microglossum atropurpureum* (VU). Foto: John Bjarne Jordal.



**Figur 10.** Vranglodnetunge *Trichoglossum walteri* (VU). Foto: John Bjarne Jordal.

### 3 Rødlistearter i kulturmarkseng

En oversikt over rødlistede karplanter og beitemarksopp som forekommer i kulturmarkseng etter nasjonal rødliste for 2010 (Kålås et al. 2010) ble utarbeidet av Bratli et al. (2011). Basert på erfaringer gjennom prosjektperioden er denne lista revidert og omfatter 86 karplanter (se **Vedlegg 1**) og 104 beitemarksopp (**Vedlegg 2**). Engplanter brukes her om karplanter med sterk tilknytning til hotspot-habitatet kulturmarkseng. I vedleggene vises antall poster i Artskart, første og siste år de ble observert, og antall lokaliteter med funn i de tre datasettene i ARKO. Artenes fordeling på rødlistekategorier viser at engplanter har en noe høyere andel rødlistearter i kategoriene kritisk og sterkt truet enn beitemarksopp. For beitemarksoppene er det en høy andel arter i kategorien sårbar og en relativt høy andel arter i kategorien nær truet, mens det er omvendt for engplantene (**Tabell 7**).

**Tabell 7.** Fordeling av rødlistede beitemarksopp og engplanter på rødlistekategorier (andeler i parentes) etter Kålås et al. (2010).

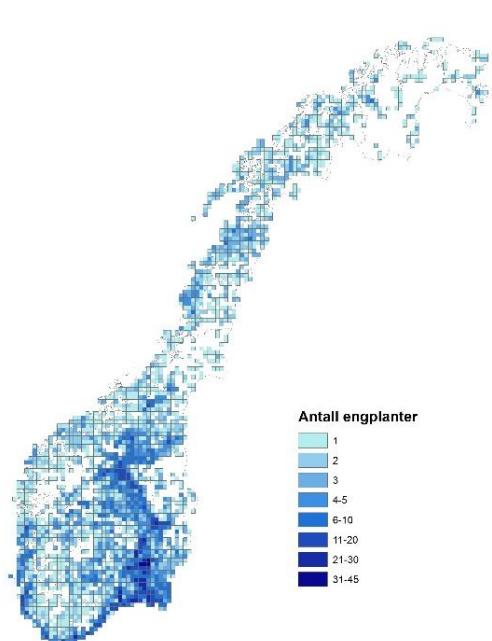
Kategori	Kode	Beitemarksopp	Engplanter	Sum
Kritisk truet	CR	1 (1 %)	8 (9 %)	9 (5 %)
Sterkt truet	EN	17 (16 %)	21 (24 %)	38 (20 %)
Sårbar	VU	47 (45 %)	21 (24 %)	68 (36 %)
Nær truet	NT	25 (24 %)	34 (40 %)	59 (31 %)
Datamangel	DD	14 (13 %)	2 (2 %)	16 (8 %)
<b>Sum</b>		<b>104</b>	<b>86</b>	<b>190</b>

#### 3.1 Geografisk fordeling av artene

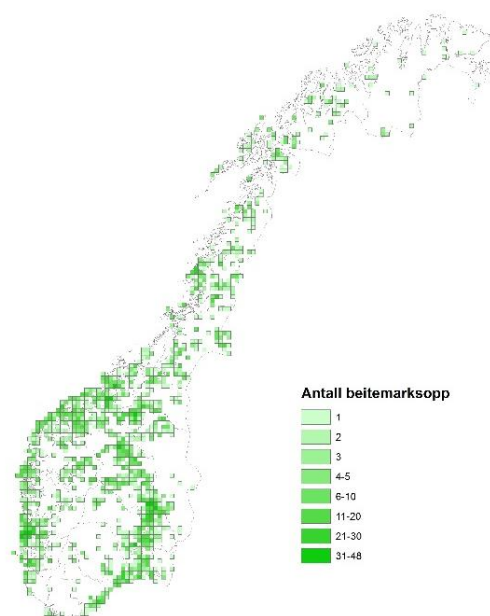
Artsfunn av de 86 rødlistede engplantene og 104 beitemarksoppene ble søkt ut fra Artskart 25.09.2014 (Artsdatabanken 2014). Data ble benyttet til å vurdere geografisk fordeling av rødlistearter, basert på all tilgjengelig informasjon og uavhengig av når arten sist ble observert. Funn med presisjon dårligere enn 7071 m ble fjernet, og antall arter i 10 × 10 km-ruter ble beregnet på samme vis som beskrevet i Bratli et al. (2011), men data som presenteres her er med et revidert og snevrere artsutvalg. Presisjon 7071 m er halvparten av diagonalen i en 10 × 10 km-rute. For øvrig refereres til Bratli et al. (2011) for nærmere redegjørelser for rødlistede beitemarksopp og planter i kulturmarkseng inkludert metoder for undersøkelsene og ulike påvirkningsfaktorer.

Rødlistede engplanter har flest antall arter i 10-km-ruter i lavlandet på Østlandet, og videre nordover i sentrale dalstrøk over til Sør-Trøndelag (**Figur 11**). Dessuten er det relativt mange arter i et belte langs kysten på Agder og videre til Hordaland, og langs kysten av Nordland. Beitemarksopp viser lignende mønster som for engplanter, men i tillegg er det mange funn også nordover på Vestlandet, og dessuten en del områder i Sør-Norge som mangler funn (**Figur 12**). Legges beitemarksopp og karplanter sammen, finner vi at store deler av landet har forekomster av minst én rødlisteart i en 10-km-rute (**Figur 13**). Samlet er det især lavlandet og sentrale dalstrøk på Østlandet, samt et belte langs kysten på Vestlandet som har mange rødlistede arter. Analysen er basert på innsamlinger i Artskart og er derfor ikke et representativt utvalg. Resultatene er påvirket av innsamlingsgraden, som er ujevnt fordelt i landet. Innsamlingsinnsats som grunnlag for studier av populasjonsendringer vurdert av Skarpaas et al. (2014), viser ujevn fordeling både i tid og rom, og mellom artsgrupper. For karplanter, hvor innsatsen har vært størst, viste analyser av Artskart at de sørøstre deler av landet er best dekket. I tillegg er innsamlingsinnsatsen god på Sørlandet og i Trøndelag. For sopp er innsamlingsinnsatsen best på Østlandet.

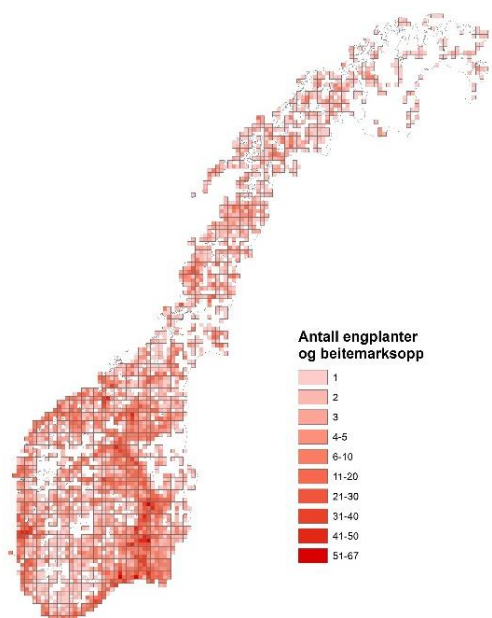




**Figur 11.** Antall rødlistede engplanter i rutenett på 10 x 10 km, basert på Artskart pr. 25.09.2014.



**Figur 12.** Antall rødlistede beitemarksopp i rutenett på 10 x 10 km, basert på Artskart pr. 25.09.2014.



**Figur 13.** Antall rødlistede beitemarksopp og engplanter i rutenett på 10 x 10 km, basert på Artskart pr. 25.09.2014.

## 3.2 Kulturmarksengenes betydning for rødlisteartene

Listene over habitatspesifikke engplanter og beitemarksopp er i stor grad ekspertbasert. Vi ville undersøke i hvor stor grad disse artene også forekommer i andre naturtyper, for å kunne vurdere den relative betydningen av kulturmarkseng vs. andre naturtyper for de rødlisteartene som forekommer i kulturmarksenga. Vi gjennomførte søk i lokalitetsbeskrivelsene i alle naturtyper i Naturbase (pr. 15.01.2012) etter samtlige rødlistede beitemarksopp og engplanter. Både latinske og norske navn (ulike varianter) ble benyttet som søkeord. Mange lokalitetsbeskrivelser i Naturbase omtaler ikke konkrete artsfunn med artenes navn, så resultatene gir ikke en fullstendig oversikt over artsfunn i naturtypekartleggingen. Omfanget og nivået på naturtypekartleggingen i Naturbase er dessuten varierende. Vi mener likevel at resultatene gir en god indikasjon på grad av habitattilknytning for artene.

Rødlistede engplanter og beitemarksopp ble søkt ut fra beskrivelsene i 4356 lokaliteter fordelt på hele 61 ulike naturtyper i Naturbase. Engplanter ble nevnt i 3363 lokalitetsbeskrivelser i til sammen 59 naturtyper og beitemarksopp i 1462 lokalitetsbeskrivelser i 42 naturtyper, et høyt antall for sistnevnte artsgruppe tatt i betraktning at karplanter generelt er bedre undersøkt. De fleste artsregistreringen er gjort i naturtypen naturbeitemark, etterfulgt av slåtte-mark (**Tabell 8**). Til sammen er 56,1 % av alle funn av disse artene gjort i en av de to naturtypene. De øvrige naturtypene med registrerte artsfunn er andre åpne eller spredt tresatte kulturmarkstyper eller åpne naturtyper med en del fellestrekk med kulturmarkseng, som kalkrike områder i fjellet, rikt strandberg, artsrik veikant, sørvendte berg og rasmarker, kystlynghei og strandeng. Blant skogstypene har kalkskog og rik edelløvskog flest lokaliteter. For de resterende naturtypene var det kun snakk om én eller et fåtall lokaliteter med artsfunn av rødlisteartene, mest sannsynlig tilfeldige forekomster i andre naturtyper. Det kan også være at disse lokalitetene inneholder flere habitattyper. Beitemarksopp spesielt er sterkt knyttet til naturbeitemark, med 68,6 % av alle funn i denne naturtypen (**Tabell 8**), mens slåtte-mark utgjør omtrent like stor del av artsfunnene for engplanter og beitemarksopp. Forskjellen mellom de to artsgruppene kan bero på at engplantene kan være mindre habitatspesifikke og dessuten omfattet engplantelista noen arter som forekommer relativt frekvent i andre naturtyper. Uansett indikerer gjennomgangen at kulturmarkseng utgjør hovedhabitatet for særlig beitemarksopp, men for en stor del også engplantene.

Det var 7877 observasjoner av rødlistede beitemarksopp og engplanter i Naturbasebeskrivelsene, fordelt på 3344 beitemarksopp og 4533 engplanter. Det høyeste antallet rødlistede arter som er observert i én eng er 24 arter (samtlige beitemarksopp), i en slåtteeng i Sunndal kommune, Møre og Romsdal. Til sammen 2746 lokaliteter i Naturbase hadde forekomst av én rødlistet engart eller beitemarksopp, 829 lokaliteter hadde to rødlistearter og 356 lokaliteter hadde tre rødlistearter. Antallet pr. lokalitet avtok gradvis og raskt; 32 lokaliteter i Naturbase har mer enn 10 rødlistearter nevnt i beskrivelsen. Den engplanten som oftest nevnes i Naturbasebeskrivelsene er bakkesøte *Gentianella campestris*, til sammen 1027 lokaliteter, fulgt av solblom *Arnica montana* (463) (**Figur 1**), smalfrostjerne *Thalictrum simplex* ssp. *simplex* (270), fjellnøkleblom *Primula scandinavica* (257) og hvitkurle *Pseudorchis albida* (229). Også svært sjeldne arter karplanter som huldrenøkkel *Botrychium matricariifolium* forekommer i Naturbasebeskrivelsene (**Figur 15**). Blant beitemarksoppene er lutvokssopp *Hygrocybe nitrata* oftest nevnt, med 259 lokaliteter, fulgt av lillagrå rødspore *Entoloma griseocyaneum* (197), melrødspore *Entoloma prunuloides* (190), rødskivevokssopp *Hygrocybe quieti* (166) og rød honningvokssopp *Hygrocybe splendidissima* (145). Eksempler på andre rødlistede beitemarksopp er fiolett greinkøllesopp *Clavaria zolingeri* (**Figur 5**) og gyllen vokssopp *Hygrocybe aurantiosplendens* (**Figur 8**).

**Tabell 8.** Antall og andel (prosent) av lokaliteter i ulike naturtyper i Naturbase med rødlistede beitemarksopp eller engplanter nevnt i beskrivelsene. Kun naturtyper med prosentandel høyere enn 2 % er vist. For de øvrige er naturtypene gruppert i hovedtypene i DN-håndbok 13: Myr, Rasmark, berg og kantkratt, Kulturmark, Våtmark, Skog, Havstrand.

Naturtype	Beitemarksopp		Engplanter		Engplanter og beitemarksopp	
	Antall	Andel %	Antall	Andel %	Antall	Andel %
Naturbeitemark	1003	68.6	1269	37.7	1914	43.9
Slåttemark	139	9.5	433	12.9	532	12.2
Kalkrike områder i fjellet	1	0.1	161	4.8	162	3.7
Rikt strandberg	21	1.4	137	4.1	147	3.4
Kalkskog	47	3.2	99	2.9	140	3.2
Rik edelløvsog	54	3.7	85	2.5	136	3.1
Artsrik veikant	7	0.5	117	3.5	120	2.8
Hagemark	26	1.8	94	2.8	110	2.5
Sørvendt berg og rasmark	9	0.6	98	2.9	104	2.4
Kystlynghei	37	2.5	66	2.0	101	2.3
Småbiotoper	2	0.1	94	2.8	96	2.2
Strandeng og strandsump	2	0.1	94	2.8	96	2.2
Myr (flere typer)	8	0.5	64	1.9	71	1.6
Rasmark, berg og kantkratt (flere typer)	4	0.3	44	1.3	46	1.1
Kulturmark (flere typer)	50	3.4	182	5.4	210	4.8
Våtmark (flere typer)	8	0.5	104	3.1	110	2.5
Skog (flere typer)	28	1.9	100	3.0	128	2.9
Havstrand (flere typer)	12	0.8	77	2.3	84	1.9
Andre viktige typer	4	0.3	45	1.3	49	1.1
<b>Sum</b>	<b>1462</b>	<b>100</b>	<b>3363</b>	<b>100</b>	<b>4356</b>	<b>100</b>



## 4 Karakterisering av kulturmarkseng med rødlistearter – hotspot kulturmarkseng

Her oppsummeres resultatene fra kartleggingen av kulturmarkseng i ARKO. Først gis en oversikt over lokalitetene som er kartlagt og hvordan de fordeler seg langs viktige geografiske og klimatiske gradienter, samt langs miljøvariablene målt på lokalitetene. Deretter gis en oversikt over hvordan forekomst og antall rødlistearter samvarierer med de samme variablene. Resultatene er grunnlag for å kunne avgrense hotspot-habitatet kulturmarkseng – Forekommer rødlistearter i kulturmarkseng bare langs deler av gradientene? Videre vurderes om resultatene eventuelt kan brukes til å avgrense det arealet som bør inngå i en overvåking av hotspot kulturmarkseng. Resultatene vurderes sammen med annen nasjonal statistikk og kart over kulturmarkseng og rødlistearter.

### 4.1 Fordeling av kartlagte enger langs ulike gradienter

De tre datasettene Naturbase, Rutedata og Buskerud inneholdt til sammen 326 lokaliteter fordelt på 156 lokaliteter i Naturbase, 111 i Rutedata og 59 i Buskerud. 133 av lokalitetene fra Naturbase var av typen D04 – naturbeitemark, mens 23 var av typen D01 – slåttemark (**Tabell 9**).

**Tabell 9.** Fordeling av antall lokaliteter, areal og gjennomsnittlig areal i dekar i Naturbase-datasettet på område, fylke, naturtype og verdi. D01 – slåttemark, D04 – naturbeitemark, A – svært viktig, B – viktig, C – lokalt viktig.

Område	Fylke	D01		D04			Antall	Areal	Gj.snitt
		A	C	A	B	C			
Sørlandet kyst SV	VA	5		3	2		10	295,7	29,6
Sørlandskysten Ø	AA, Te			1	4		5	127,9	25,6
Tjøme	Ve			6			6	177	29,5
Indre Oslofjord	Ak, Os, Bu			5			5	259,6	51,9
Setesdalen nord	AA			8			8	137,1	17,1
Vest-Telemark	Te	5		2	4		11	201	18,3
Toten	Op			5			5	108,6	21,7
Valdres	Op			5			5	96,4	19,3
Nord-Gudbrandsdal	Op	5		10			15	523,3	34,9
Nord-Østerdal	He			3	3		6	72,1	12,0
Oppdal	ST			5			5	188,6	37,7
Bømlo	Ho			5			5	167,5	33,5
Kvinnherad	Ho			5			5	103,9	20,8
Indre Sogn	SF			5			5	426,9	85,4
Sunnmøre	MR			5			5	788,3	157,7
Innherred	NT			5			5	119,6	23,9
Nord-Trøndelag kyst	NT			3	2		5	48,4	9,7
Nordland	No			6			6	89,5	14,9
Troms	Tr		1	3	4	1	9	450,5	50,1
Finnmark	Fi	7		12	4	7	30	975,6	32,5
<b>Antall</b>		<b>22</b>	<b>1</b>	<b>102</b>	<b>23</b>	<b>8</b>	<b>156</b>	<b>5357,6</b>	<b>34,3</b>

Det lave antallet slåtteområder kom av at typen først ble inkludert i feltarbeidet de siste to årene av prosjektperioden. Noen lokaliteter i Nord-Norge ble også nykartlagt, og enkelte lokaliteter fra Naturbase ble delt opp i flere lokaliteter, slik at antallet i noen områder var høyere enn fem. Disse ble gitt kode og verdi i henhold til veileder for verdivurdering av Naturbase-lokaliteter (Anonym 2007). Videre ble ni lokaliteter angitt som kalkrike enger i Naturbase overført til D04 – naturbeitemark etter vurdering i felt. Til sammen dekket lokalitetene et areal på 5357,6 daa, med et gjennomsnittlig areal på 34,3 daa. Størst gjennomsnittlig areal hadde lokalitetene på Sunnmøre med 157,7 daa, mens lokalitetene på kysten av Nord-Trøndelag kun dekket 9,7 daa i gjennomsnitt.

Rutedatasettet besto av 111 lokaliteter fordelt på 21 lokaliteter i Oppdal – Vognnill (vest for Oppdal sentrum), 18 i Oppdal – Engan (Drivdalen), 11 i Nordherad, Vågå kommune, 16 i Hvaler, 22 i Halden og 23 i Aremark (**Tabell 10**). I 24 av engene ble slått ansett som grunnleggende hevdform, mens beite var grunnleggende hevdform i 87 enger. Lokalitetene var små, i gjennomsnitt dekket de et areal på 4,0 daa. De største lokalitetene lå i Nordherad, mens lokalitetene i Østfold var minst.

**Tabell 10.** Antall enger, areal og gjennomsnittlig areal i dekar i rutedatasettet fordelt på område (10 × 10 km-rute) og grunnleggende hevdform. Vognnill og Engan lå i Oppdal kommune, Nordherad i Vågå kommune.

Rute	Beitemark	Slåtteområde	Antall	Areal	Gj.snitt
Vognnill	14	7	21	117,5	5,6
Engan	18		18	75,2	4,2
Nordherad	11		11	99,7	9,1
Hvaler	12	4	16	62,5	3,9
Halden	16	6	22	59,7	2,7
Aremark	16	7	23	24,0	1,0
<b>Antall</b>	<b>87</b>	<b>24</b>	<b>111</b>	<b>438,7</b>	<b>4,0</b>

Buskerud-datasettet besto av 59 lokaliteter fordelt på 34 beitemarker og 25 slåtteområder (**Tabell 11**). Antallet enger pr. 10 km-rute varierte mellom 2 i Hole og Uvdal og 12 i Røyken. Flere av engene her var små åkerholmer, tidligere trolig beita, men som ikke lenger var i drift. Lokalitetene var små, med et gjennomsnittlig areal kun på 2,5 daa. De største lokalitetene lå i Bærum, Uvdal og Heddal. Til sammen måtte 244 500 × 500 m-ruter tolkes ved hjelp av ortofoto for sikker eller mulig forekomst av kulturmarkseng, for å få fem ruter i hver 10 × 10 km-rute for feltkontroll. Feltkontroll-rutene var enten av type Ja – sikker forekomst av kulturmarkseng (35 ruter), eller av type Kanskje – mulig forekomst av kulturmarkseng (15 ruter). Av total 50 oppsøkte 500 m-ruter ble det funnet enger i 37. Av de 13 rutene uten kulturmarkseng var 7 av typen Kanskje og 6 av typen Ja.

**Tabell 11.** Antall enger i Buskerud-datasettet fordelt på område (10 × 10 km-rute) og grunnleggende hevdform. Tolket angir antall 500 × 500 m-ruter som ble tolket på ortofoto i hver 10 × 10 km-rute for å få 5 ruter av enten type Ja – sikker kulturmarkseng eller Kanskje – mulig kulturmarkseng. 10 × 10 km-ruter som også dekket utenfor fylkesgrensen ble inkludert i utvalget.

Rute	Beite	Slått	Antall	Areal	Gj.snitt	Tolket	Ja	Kanskje
Hurum	4	1	5	2,9	0,6	45	4	1
Røyken	12		12	12,7	1,1	37	3	2
Drammen	4		4	9	2,2	19	3	2
Bærum	4	4	8	47,5	5,9	26	4	1
Kongsberg		6	6	14,8	2,5	32	3	2
Hole	2		2	4,3	2,1	12	3	2
Rollag	1	5	6	4,5	0,8	21	3	2
Uvdal	2		2	10,6	5,3	21	4	1
Heddal	2	3	5	23,7	4,7	24	4	1
Ål	3	6	9	16,6	1,8	7	4	1
<b>Antall</b>	<b>34</b>	<b>25</b>	<b>59</b>	<b>146,6</b>	<b>2,5</b>	<b>244</b>	<b>35</b>	<b>15</b>

#### 4.1.1 Regional fordeling

Flest Naturbaselokaliteter lå i nordboreal sone (**Tabell 12**). Langs oseanitetsgradienten lå flest lokaliteter i overgangsseksjonen (OC) og svakt oseanisk seksjon (O1). De fleste soner og seksjoner var rimelig jevnt representert. Nordboreal-overgangsseksjonen (NB–OC) hadde flest lokaliteter med til sammen 33. Enkelte regioner, som mellomboreal-klart oseanisk seksjon (MB–O2) var dårlig representert. Merk at noen kombinasjoner uten lokaliteter i tabellene ikke eksisterer (f.eks. BN–C1) eller har liten arealdekning (se Moen 1998).

**Tabell 12.** Fordeling av antall lokaliteter i Naturbasedatasettet på vegetasjonssone og -seksjon. Kombinasjonene BN–C1 og NB–O3 eksisterer ikke.

	O3	O2	O1	OC	C1	Antall
<b>BN</b>	17	9	6	3		35
<b>SB</b>	4	7	12	6	10	39
<b>MB</b>		2	12	7	6	27
<b>NB</b>		3	16	33	3	55
<b>Antall</b>	<b>21</b>	<b>21</b>	<b>46</b>	<b>49</b>	<b>19</b>	<b>156</b>

Fordelingen av rutene i Rutedatasettet langs biogeografiske gradienter gjenspeilte rutenes geografiske plassering (**Tabell 13**). Alle Østfoldlokalitetene lå i boreonemoral sone (BN) og klart eller svakt oseanisk seksjon (O1, O2), mens Oppdal- og Vågå-lokalitetene lå i sørboreal – nordboreal sone (SB, MB og NB) og overgangsseksjonen eller svakt kontinental seksjon (OC, C1). Alle fire vegetasjonssoner var representert, men kun seks lokaliteter lå i sørboreal sone, og samtlige lå i svakt kontinental region. Langs oseanitetsgradienten var det en jevnere fordeling. Flest lokaliteter lå i boreonemoral-klart oseanisk seksjon.

**Tabell 13.** Fordeling av antall lokaliteter i Rutedatasettet på vegetasjonssone og seksjon. Kombinasjonen BN–C1 eksisterer ikke.

	O2	O1	OC	C1	Antall
BN	41	20			61
SB				6	6
MB			19		19
NB			20	5	25
Antall	41	20	39	11	111

Tilsvarende gjenspeilte Buskerud-datasettet fylkets fordeling av vegetasjonsregioner med lokaliteter i alle vegetasjonssoner, men få ble kartlagt i nordboreal sone (**Tabell 14**). Overgangsseksjonen og svakt oseanisk seksjon var dominerende seksjoner, kun to enger lå i klart oseanisk seksjon. Denne seksjonen har liten arealdekning i fylket. I forhold til sonenes arealfordeling i fylket ble nordboreal sone mangelfullt fanget opp.

**Tabell 14.** Fordeling av antall lokaliteter i Buskerud-datasettet på vegetasjonssone og seksjon. Kombinasjonene boreonemoral-svakt kontinental (BN–C1) og sterkt oseanisk-nordboreal (NB–O3) forekommer ikke.

	O2	O1	OC	Antall
BN		18	5	23
SB	2	11	8	21
MB		4	6	10
NB			5	5
Antall	2	33	24	59

#### 4.1.2 Fordeling av lokaliteter etter hevd og andre miljøvariabler

Kalkinnhold ble skåret som "gjennomsnittsverdi" i hver lokalitet i hvert datasett basert på en vurdering av artssammensetning i felt. I Naturbasedatasettet var ca. 40 % av lokaliteter i kalktrinn 5 – kalkrik mark, som tilsvarer lågurt-kulturmarkseng (**Tabell 15**). Relativt mange enger var også i trinn 4 – intermediær mark (31 %), som tilsvarer svak lågurt-kulturmarkseng, mens de mest kalkrike engene, trinn 6 – kalkmark (kulturmarkskalkeng), og enger i trinn 3 – moderat kalkfattig, utgjorde henholdsvis 12 og 16 %. I Rutedatasettet var det flest enger i trinn 3 (40 %), mens trinn 4, 5 og 6 utgjorde en andel på hhv. 24, 23 og 13 %. Kalktrinn 2 ble kun notert i to lokaliteter i Buskerud-datasettet. De fleste kulturmarksenger ligger på rikere mark enn trinn 2, da det også er i disse trinnene produktiviteten er størst. Også i Buskerud-datasettet var andelen størst av enger med kalkinnhold trinn 3 (59 %), mens trinn 4 utgjorde 36 %. De kalkrikeste engene manglet, og i trinn 5 var det kun én eng.

**Tabell 15.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter variabelen kalkinnhold angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b). Økende trinnverdi angir økende kalkinnhold (**Tabell 1**).

Datasett	KA2	KA3	KA4	KA5	KA6	Antall
Naturbase		25	49	63	19	156
Rutedata		44	27	26	14	111
Buskerud	2	35	21	1		59
Antall	2	104	97	90	33	326

Buskerud-datasettet hadde derved størst andel moderat kalkfattige enger (KA-3). I Rutedatasettet var det noe jevnere fordeling, men med en overvekt også her mot de moderat kalkfattige engene, mens Naturbasedatasettet inneholdt flest kalkrike enger (KA-5).

Lokalitetenes fordeling etter berggrunn inndelt i fattig, middels og rik viste lignende mønster (**Tabell 16**). I Naturbasedatasettet var det relativt likt antall lokaliteter med fattig og middels berggrunn, mens omtrent 20 % av lokalitetene hadde rik berggrunn. I Rutedatasettet lå flest lokaliteter på fattig berggrunn, litt færre på middels berggrunn og kun 10 (9 %) av lokalitetene på rik berggrunn. I Buskerud-datasettet lå omtrent 64 % av lokalitetene på fattig berggrunn, 27 % på middels berggrunn og kun fem lokaliteter (8,5 %) på rik berggrunn. Kalkinnhold og berggrunn kan avvike fra hverandre i lokaliteter der skjellsand eller annen kalkpåvirkning (sigevann, rike løsmasser, lokalt rikere berggrunn) medfører lokalt rikere forhold enn det berggrunnskartet i målestokk 1: 250 000 viser.

**Tabell 16.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter berggrunn gruppert i fattig, middels og rik basert på berggrunnskart i målestokk 1:250 000 ([www.ngu.no](http://www.ngu.no)).

Dataseett	Fattig	Middels	Rik	Antall
Naturbase	60	65	31	156
Rutedata	56	45	10	111
Buskerud	38	16	5	59
<b>Antall</b>	<b>154</b>	<b>126</b>	<b>46</b>	<b>326</b>

De fleste engene var i kategorien "frisk", mens relativt få lokaliteter var tørre, spesielt i Buskerud-datasettet, dels også i Naturbasedatasettet (**Tabell 17**). Rutedatasettet inneholdt relativt sett flere tørre lokaliteter, ca. 36 % av utvalget, mot ca. 10 % i Naturbase- og Buskerud-datasettene.

**Tabell 17.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter variabelen uttørkingsfare angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

Dataseett	Frisk	Moderat tørkeutsatt	Antall
Naturbase	139	17	156
Rutedata	71	40	111
Buskerud	53	6	59
<b>Antall</b>	<b>263</b>	<b>63</b>	<b>326</b>

Åpne enger (enger uten tresjikt) ble vektlagt i undersøkelsene. Flest enger (65 %) ble registrert med gjengroingstrinn GG1 og GG2, det vil si åpne enger og enger i begynnende gjengroing. Naturbasedatasettet inneholdt 72 % enger i disse trinnene, mens Rutedatasettet og Buskerud-datasettet inneholdt henholdsvis 59 og 56 %. At engene i Naturbasedatasettet var gjennomgående mindre gjengrodd, vises også ved at ingen av disse engene var i gjengroingstrinn 4, dvs. i enger som har kommet så langt i gjengroingsprosessen at de har høy tresjiktdekning (**Tabell 18**). For Rutedatasettet utgjorde imidlertid disse engene ca. 22 % og for Buskerud-datasettet ca. 10 %. Gjengroingstrinn 3, det vil si enger med høy buskdekning forekom i 34 % av engene i Buskerud-datasettet, 28 % av engene i Naturbasedatasettet og 19 % i Rutedatasettet.



**Tabell 18.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter variabelen gjengroing angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b). Økende trinnverdi angir økende gjengroing (**Tabell 6**).

Datasekk	GG1	GG2	GG3	GG4	Antall
Naturbase	47	65	44		156
Rutedata	22	44	21	24	111
Buskerud	13	20	20	6	59
<b>Antall</b>	<b>82</b>	<b>129</b>	<b>85</b>	<b>30</b>	<b>326</b>

Nær halvparten av alle undersøkte enger hadde ingen (eller meget svake spor) etter gjødsling vurdert ut fra artssammensetning og vegetasjonsstruktur i felt (**Tabell 19**). Ingen Naturbaselokaliteter kunne karakteriseres som sterkt gjødslet, mens omtrent 18 % av engene i Rutedatasettet var sterkt gjødslet. I Naturbasedatasettet hadde 54 % av engene ingen spor etter gjødsling, 37 % hadde svake spor, og 9 % hadde middels svake spor. I Rutedatasettet var andelen hhv. 30 % med ingen spor, 25 % med svake spor og 27 % med middels sterke spor. I Buskerud-dataene var andelen 54 % uten spor etter gjødsling, 34 % med svake spor, og 10 % med middels sterke spor. Alt i alt var det få enger som bar preg av middels eller sterke spor etter gjødsling, mens ingen eller svake spor etter gjødsling var den dominerende tilstanden. Rutedatasettet hadde høyest andel av enger med middels eller sterke spor etter gjødsling, og av disse bidro engene i Halden og Aremark mest.

**Tabell 19.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter variabelen gjødslingsintensitet angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

Datasekk	Ingen	Svak	Middels	Sterk	Antall
Naturbase	84	58	14		156
Rutedata	33	28	30	20	111
Buskerud	32	20	6	1	59
<b>Antall</b>	<b>149</b>	<b>106</b>	<b>50</b>	<b>21</b>	<b>326</b>

Aktuell bruksintensitet er en sammensatt variabel som beskriver samlet grad av intensivt bruk (produksjonsfremmende tiltak, slik som gjødsling, sprøyting, tilsåing, pløying). Ingen bruk beskriver her at enga ved registreringstidspunktet ikke ble benyttet til hverken beite eller slått, men tidspunktet siden enga sist var i bruk vil variere og fanges opp i variabelen gjengroing. Grunnleggende ekstensiv bruk er pr. definisjon i NiN den type bruk som skiller kulturmarkseng fra naturmark eller mer intensivt drevet eng og fulldyrka mark. En endring til ingen eller svært ekstensiv bruk karakteriserer derfor enger som er ute av drift for tiden, eller bare brukes i liten grad, mens enger med moderat intensiv drift er kulturmarkseng der det foregår en intensivering, typisk i form av gjødsling eller sterkt beitepress med mye tilleggsfôring.

I Naturbasedatasettet var bruken av de fleste engene (58 %) fortsatt karakterisert som ekstensiv, mens omtrent 24 % hadde svært ekstensiv bruk og 18 % av engene var uten bruk (**Tabell 20**). I Rutedatasettet var 50 % av engene uten bruk, 12 % av engene hadde svært ekstensiv bruk, 33 % av engene ekstensiv bruk og 5 % hadde moderat intensiv bruk. Tilsvarende tall for Buskerud-dataene var hhv. 47 %, 24 %, 17 % og 12 %. Tilstanden var med andre ord best i Naturbasedatasettet, mens både Rutedata- og Buskerud-datasettet hadde større andel enger uten bruk og flere enger med intensivt bruk og derved færre enger med ekstensiv bruk.

**Tabell 20.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter variabelen aktuell bruksintensitet angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

Datasett	Ingen bruk	Svært ekstensiv	Ekstensiv	Moderat intensiv	Antall
Naturbase	28	38	90		156
Rutedata	57	13	36	5	111
Buskerud	27	15	10	7	59
<b>Antall</b>	<b>112</b>	<b>65</b>	<b>137</b>	<b>12</b>	<b>326</b>

Flest enger var opprinnelig brukt til beite. Kun 84 av totalt 326 enger var opprinnelig brukt til slått. Dette kom dels av utvalgsmetoden for Naturbasedataene, der slåtteområde ble inkludert kun i 4 av 20 områder. For Buskerud- og Rutedatasettet var andelen slåtteområde relativt høy. Slått som dagens hevdform var imidlertid sjelden også i disse datasettene (**Tabell 21**). Årsaken kan først å fremst være at engene er tatt ut av bruk, eller at de for tiden brukes til beite.

**Tabell 21.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute og Buskerud etter variablene grunnleggende (opprinnelig) og aktuell hevdform angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

Datasett	Grunnleggende hevd		Aktuell hevd			Antall
	Slått	Beite	Slått	Beite	Ingen	
Naturbase	35	121	17	111	28	156
Rutedata	24	87	6	48	57	111
Buskerud	25	34	6	26	27	59
<b>Antall</b>	<b>84</b>	<b>242</b>	<b>29</b>	<b>185</b>	<b>112</b>	<b>326</b>

Beitetrykket var middels i de fleste Naturbase-lokalitene, men antallet lokaliteter uten eller med svakt beitetrykk var også høyt (**Tabell 22**). For både Rute- og Buskerud-datasettet var det flest lokaliteter uten beite.

**Tabell 22.** Fordeling av antall lokaliteter i de tre datasettene Naturbase, Rute, og Buskerud etter variabelen beitetrykk angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

Datasett	Ingen	Svakt	Middels	Sterkt	Antall
Naturbase	41	42	53	20	156
Rutedata	65	11	28	7	111
Buskerud	31	10	18		59
<b>Antall</b>	<b>137</b>	<b>63</b>	<b>99</b>	<b>27</b>	<b>326</b>

## 4.2 Hvordan fordeler rødlisteartene seg langs ulike gradienter?

### 4.2.1 Antall rødlistearter

Til sammen ble det registrert 54 rødlistede karplanter, hvorav 39 var engplanter (arter sterkt knyttet til kulturmarkseng) i Naturbasedatasettet (**Tabell 23**). Engplantene er hovedfokus for overvåking av hotspot-habitatet kulturmarkseng. Blant karplantene som ikke har enger som sitt hovedhabitat, ble det likevel fanget opp flere åpenmarks-arter. Blant disse var arter som skjoldblad *Hydrocotyle vulgaris* (NT) og sandskjegg *Corynephorus canescens* (VU). Flest rødlistede engarter ble funnet i området Indre Oslofjord med 13 arter, Nord-Gudbrandsdal med 10 arter,

fulgt av Tjøme og Valdres med 5 arter. Av de totalt 65 beitemarksoppene som ble funnet i Naturbaselokalitetene, ble flest funnet i område Oppdal med 24 arter, fulgt av Bømlo og Nord-Gudbrandsdal med 21 arter hver, og Indre Oslofjord med 18 arter. I Naturbasedatasettet ble 45 % av alle de 86 rødlistede engplantene observert i minst én lokalitet, mens 62,5 % av alle de 104 rødlistede beitemarksoppene ble observert i minst én lokalitet.

Rutedata-undersøkelsene resulterte i funn av 11 rødlistede engplanter og 24 rødlistede beitemarksopp, mens testovervåkingen i Buskerud i 2013 kun ga funn av én rødlistet engart, solblom *Arnica montana* (VU), som ble funnet i to enger, den ene ikke tidligere kjent. Fordelingen av rødlistearter på rødlistekategori i hvert datasett vises i **Tabell 23**.

**Tabell 23.** Fordeling av antall rødlistede arter i de tre datasettene Naturbase, Rutedata, og Buskerud etter rødlistestatus i 2010 (Kålås et al. 2010).

	Naturbase		Rutedata		Buskerud
Kategori	Engplanter	Beitemarksopp	Engplanter	Beitemarksopp	Engplanter
CR	3				
EN	5	8	1		
VU	8	32	1	11	1
NT	23	22	9	13	
DD		3			
<b>Sum</b>	<b>39</b>	<b>65</b>	<b>11</b>	<b>24</b>	<b>1</b>

Summeres antall rødlistede arter over alle enger, var det 199 funn av rødlistede karplanter, hvorav 148 funn var av engplanter (**Tabell 24**). For beitemarksopp var antallet 296. Tilsvarende tall for Rutedatasettet var hhv. 52 for engplanter og 63 for sopp. I gjennomsnitt var det 0,9 rødlistede engplanter og 1,9 rødlistede beitemarksopp pr. Naturbaselokalitet, mens det for Rutedata ble funnet 0,4 rødlistede engplanter og 0,6 rødlistede beitemarksopp pr. lokalitet.

Det største antallet rødlistede karplanter som ble funnet i en eng var 10, mens det største antallet rødlistede engplanter var sju. Maksimum antall rødlistede beitemarksopp var 16. Legges antall rødlistede karplanter og sopp sammen, var det største antallet for en lokalitet 18 arter, mens antallet var 16 dersom kun rødlistede engplanter telles med. For Rutedatasettet var det maksimale antallet engplanter og beitemarksopp i én eng henholdsvis fire og åtte arter.

**Tabell 24.** Fordeling av antall funn summert over alle enger, gjennomsnittlig antall pr. eng, og maksimumsantall pr. eng av rødlistede engplanter og beitemarksopp i datasettene Naturbasedata og Rutedata. Antall enger med rødlistearter og antall enger med 3 eller flere rødlistearter er også vist.

	Naturbasedata		Rutedata	
	Engplanter	Beitemarksopp	Engplanter	Beitemarksopp
<b>Sum antall funn</b>	148	296	52	63
<b>Gjennomsnitt pr. lokalitet</b>	0,9	1,9	0,4	0,6
<b>Maks-antall</b>	7	16	4	8
<b>Antall med ≥ 1 rødlisteart</b>	82 (52,6 %)	76 (48,7 %)	39 (35,1 %)	20 (18,0 %)
<b>Antall med ≥ 3 rødlistearter</b>	19 (12,2 %)	42 (26,9 %)	2 (1,8 %)	9 (8,1 %)

Relativt mange lokaliteter hadde forekomst av én eller flere rødlistearter, hhv. 52,6 % av engene for engplanter og 48,7 % for beitemarksopp. Legges engplanter og beitemarksopp sammen,

stiger andelen til 76,9 %. For Rutedataene var andelen enger med rødlistede engplanter 35,1 % og andelen enger med rødlistede beitemarksopp 18 %.

Gjennomsnittlig antall rødlistede engplanter var høyest i Indre Oslofjord, Nord-Gudbrandsdal, Tjøme og Valdres (**Tabell 25**). For beitemarksopp var Indre Oslofjord, Oppdal, Bømlo og Kvinnherad de artsrikeste områdene, men relativt høye snittverdier ble funnet også i flere andre regioner. Lavest lå de fire nordligste områdene, Vest-Telemark og Sørlandet kyst SV. Samlet for antallet engplanter og beitemarksopp lå Oppdal og Indre Oslofjord på topp, fulgt av Bømlo, Nord-Gudbrandsdal og Tjøme.

Samlet for engplanter og beitemarksopp var det en avtagende tendens mot nord, og relativt lave snittverdier i Agder og Telemark, mens Østlandsfylkene og Vestlandet hadde mange arter, især Sør-Trøndelag, Oslofjord-fylkene, Hordaland og Oppland. Generelt var det flest lokaliteter med tre eller flere rødlistearter på Vestlandet og Østlandet.

I Rutedatasettet ble ingen rødlistede arter funnet i Halden-ruta, mens fire enger hadde forekomst av én rødlisteart i Aremark, griseblad *Scorzonera humilis* (NT), en art som i Norge har en stor andel av sine forekomster i indre deler av Søndre Østfold. Enger med rødlistefunn i Rutedatasettet lå derved i all hovedsak i områder som er kjent for å ha mange rødlistearter, som Hvaler, Vågå og Oppdal (**Tabell 26**).

**Tabell 25.** Fordeling av gjennomsnittlig antall og standardavvik av rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i Naturbasedatasettet etter område og fylke.

Område	Fylke	Engplanter		Beitemarksopp	
		Snitt	SD	Snitt	SD
Sørlandet kyst SV	VA	0,80	1,03	0,50	0,97
Sørlandskysten Ø	AA, Te	0,20	0,45	1,60	3,58
Tjøme	Ve	2,33	0,82	2,83	3,31
Indre Oslofjord	Ak, Os, Bu	3,40	3,05	4,80	3,56
Setesdalen nord	VA	0,88	0,99	1,50	2,27
Vest-Telemark	Te	0,36	0,50	0,27	0,47
Toten	Op	1,00	1,00	2,00	2,00
Valdres	Op	2,00	1,00	1,60	1,82
Nord-Gudbrandsdal	Op	2,67	1,50	2,73	2,05
Nord-Østerdal	He	1,00	0,63	2,50	2,26
Oppdal	ST	1,80	0,84	8,40	4,39
Bømlo	Ho	0,80	0,84	5,60	7,13
Kvinnherad	Ho	0,00	0,00	4,20	2,86
Indre Sogn	SF	0,80	1,10	3,00	3,00
Sunnmøre	MR	0,00	0,00	2,40	3,78
Innherred	NT	0,20	0,45	3,00	4,12
Nord-Trøndelag kyst	NT	0,20	0,45	1,40	1,14
Nordland	No	0,83	0,41	1,00	1,26
Troms	Tr	0,56	0,53	0,78	2,33
Finnmark	Fi	0,23	0,43	0,00	0,00
<b>Gjennomsnitt</b>		<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>

**Tabell 26.** Fordeling av gjennomsnittlig antall og standardavvik av rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i Rutedatasettet etter 10x10km-rute.

	Engplanter		Beitemarksopp	
10x10km-rute	Snitt	SD	Snitt	SD
Aremark	0,17	0,39	0,00	0,00
Halden	0,00	0,00	0,00	0,00
Hvaler	0,88	0,72	1,44	2,16
Vognill	0,43	0,68	0,10	0,44
Engan	0,83	0,92	0,94	1,66
Vågå	0,91	1,14	1,91	2,77
<b>Totalt</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

#### 4.2.2 Regional fordeling av antall rødlistearter

Det var tendens til økende antall rødlistearter pr. eng fra nordboreal til boreonemoral sone i Naturbasedatasettet både for engplanter og beitemarksopp, men ingen av forskjellene var signifikante (**Tabell 27, Vedlegg 3**). I Rutedatasettet var det heller ingen signifikante forskjeller mellom vegetasjonssonene i antall rødlistearter pr. eng.

**Tabell 27.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter og standardavvik av engplanter og beitemarksopp i vegetasjonssoner (etter Moen 1998) i datasettene Naturbase og Rutedata.

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Sone	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
BN	1,23	1,72	2,54	3,95	0,30	0,56	0,38	1,25
SB	1,08	1,46	2,33	2,40	1,17	1,47	0,33	0,82
MB	1,04	1,09	2,11	3,25	0,84	0,96	0,26	0,56
NB	0,64	0,80	1,07	2,43	0,44	0,58	1,32	2,32
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Heller ikke mellom vegetasjonsseksjonene ble det funnet signifikante forskjeller i antall rødlistearter pr. eng (**Tabell 28, Vedlegg 3**). For engplantene var det en tendens til økende antall arter med økende grad av kontinentalitet, mens for beitemarksoppene var det mange rødlistearter både i sterkt og svakt oseanisk seksjon og i svakt kontinental seksjon.

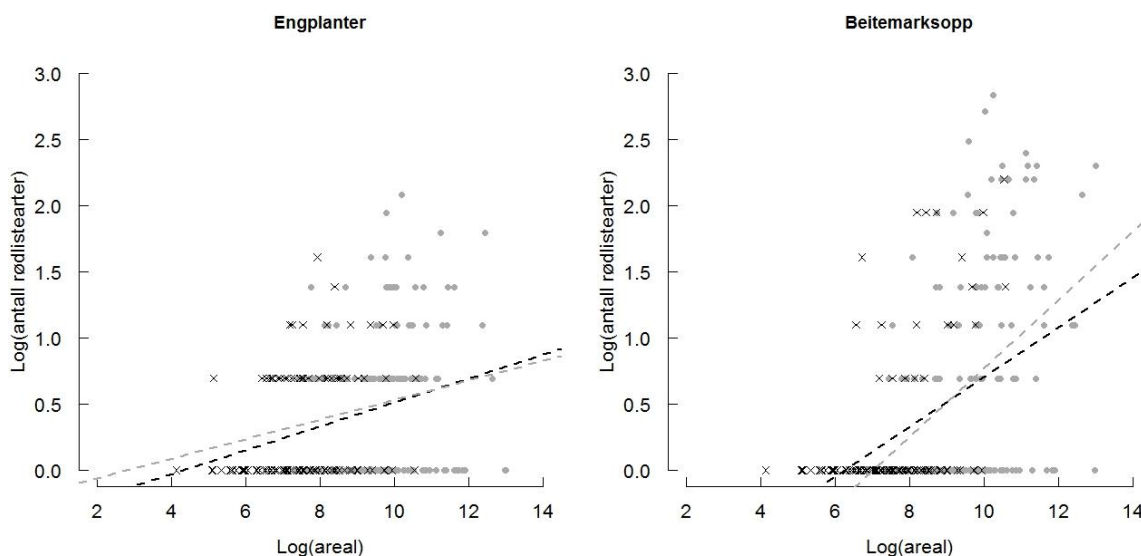
**Tabell 28.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter og standardavvik av engplanter og beitemarksopp i vegetasjonsseksjoner (etter Moen 1998) i datasettene Naturbase og Rutedata.

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Seksjon	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
O3	0,57	0,87	2,38	4,19				
O2	0,38	0,50	1,48	2,66	0,34	0,62	0,56	1,50
O1	0,70	0,92	2,07	3,09	0,20	0,41	0,00	0,00
OC	1,08	1,48	1,43	2,76	0,62	0,81	0,49	1,23
C1	2,26	1,59	2,63	2,17	0,91	1,14	1,91	2,77
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>



### 4.2.3 Fordeling av rødlistearter etter miljøvariabler

Antall rødlistearter på en lokalitet økte signifikant med lokalitetens areal, både for engplanter og beitemarksopp, og dette gjaldt både for Naturbase- og Rutedatasettet (**Figur 14, Vedlegg 3**). Sammenhengen var sterkere for beitemarksopp enn for engplantene, men det var stor variasjon i artsantall mellom lokaliteter av en gitt størrelse. Reduksjon av lokalitetenes areal fører til reduserte populasjonsstørrelser for artene og til økt risiko for lokal utdøelse (Rybicki & Hanski 2013). Man kan derfor forvente en reduksjon i artsantall ved tap av habitat (MacArthur & Wilson 1967, Losos & Ricklefs 2009). Betydningen av arealreduksjon og tid siden arealtap for populasjonsstørrelsene til rødlisteartene er ikke analysert i denne undersøkelsen. Areal anses som en aktuell tilstandsindikator.



**Figur 14.** Forholdet mellom lokalitetens areal ( $m^2$ , log-transformert) og antall rødlistede engplanter (venstre) og beitemarksopp (høyre) i Naturbasedatasettet (grå prikker, grå stiplet linje) og Rutedatasettet (kryss, sort stiplet linje).

Antall rødlistede engplanter økte signifikant med økende kalkinnhold i lokalitetene i begge datasettene og var spesielt høyt for enger med kalkinnhold 6 (**Tabell 29, Vedlegg 3**). For rødlistede beitemarksopp var det ingen signifikante forskjeller i artsantall for de ulike nivåene av kalkinnhold i Naturbasedatasettet, men derimot en signifikant økning med økende kalkinnhold i Rutedatasettet (**Tabell 29, Vedlegg 3**). Forskjellene for beitemarksopp mellom Naturbasedatasettet og Rutedatasettet kan henge sammen med fordelingen av kalkinnhold i  $10 \times 10$  km-rutene og samvariasjon med andre forhold. Enger med lavt kalkinnhold lå i Østfold, mens enger med generelt høyere kalkinnhold lå i Oppdal og Vågå. Dette er områder som også varierer mye med hensyn til regionalt artstilfang av rødlistearter, og dessuten landbruksdrift, der gjengroing og intensivering er mer uttalt i Østfold. Det er særlig områdene Nord-Gudbrandsdal, Indre Oslofjord, samt dels Nordland og Troms som har lokaliteter med kalkinnhold trinn 6. Lokalitetene i Nordland og Troms var imidlertid mindre artsrike. For disse områdene er det sannsynligvis andre forklaringer enn kalkrikhet i seg selv som bidrar til lavt antall rødlistearter, som klima, spredningsforhold, kortere jordbrukshistorie og kanskje ulikheter i hevd. Det regionale artstilfanget av rødlistearter i nord er også lavere, illustrert ved at 10 km-ruter i de nordligste fylkene gjennomgående har lavt antall rødlistearter.

**Tabell 29.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter pr. lokalitet av engplanter og beitemarksopp i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen kalkinnhold angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b). Økende trinnverdi angir økende kalkinnhold.

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Kalkinnhold	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
KA3	0,16	0,37	1,44	2,45	0,09	0,29	0,00	0,00
KA4	0,57	0,89	1,12	2,61	0,33	0,55	0,48	1,40
KA5	0,98	0,87	2,41	3,11	0,92	0,80	1,04	1,99
KA6	2,84	2,06	2,79	3,84	1,07	1,14	1,64	2,24
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Gjennomsnittlig antall rødlistearter varierte ikke signifikant med berggrunn, hverken for engplanter eller beitemarksopp i noen av datasettene (**Tabell 30, Vedlegg 3**), selv om det var tendens til flere rødlistearter på rik berggrunn i Naturbasedatasettet. Berggrunnvariablene er basert på berggunnskart i målestokk 1:250 000. På grunn av den lave oppløsningen i kartet kan lokalt rikere berggrunnsforhold være vanskelig å fange opp i variabelen. Videre kan løsmasser, skjellsand og påvirkning fra kalkrikt sigevann medføre lokalt rikere forhold, eller tykt humuslag kan hindre plantene fra å utnytte kalkrik berggrunn. Muligens kan høyt antall rødlistede engarter i Hvaler, der berggrunnen er fattig, bidra til å forklare forskjellene mellom Rute- og Naturbasedatasettet. Hvaler-engene er trolig også skjellsandinfluerte og derved mer kalkrike enn det berggrunnen tilsier, og derav relativt høye snittverdier for rødlistede arter på fattig berggrunn i Rutedatasettet. Selv om kalkinnhold er en viktig variabel for å forklare artsrikdom av rødlistearter i engene, vil en eventuell a priori avgrensning av definisjonen av hotspot-habitatet basert på berggrunnskart i målestokk 1:250 000 altså gi risiko for å miste en del lokalt rikere lokaliteter.

**Tabell 30.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen berggrunn gruppert i fattig, middels og rik basert på berggrunnskart i målestokk 1:250 000 (www.ngu.no).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Berggrunn	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Fattig	0,77	1,01	1,78	3,08	0,55	0,71	0,71	1,59
Middels	0,97	1,22	1,77	2,92	0,36	0,83	0,09	0,36
Rik	1,26	1,77	2,39	3,11	0,50	0,53	1,90	2,92
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

For engplanter var det signifikant høyere antall rødlistearter i moderat tørkeutsatte enger sammenlignet med friske, mens for beitemarksopp var det ingen forskjell mellom friske og tørkeutsatte enger i noen av datasettene (**Tabell 31, Vedlegg 3**). Merk at uttørkingsfare er skåret på hele lokaliteten, som kan ha en mikrotopografi med varierende fuktighetsforhold. Ut fra egne erfaringer anses friske lokaliteter mer optimale enn tørre lokaliteter for beitemarksopp, og trolig er kalkfattige, tørkeutsatte lokaliteter relativt fattige på rødlistede beitemarksopp. Våtenger er ikke fanget opp i nevneverdig grad i datasettene. Trolig har våtenger størst betydning for rødlistede karplanter.

**Tabell 31.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen uttørkingsfare angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Uttørkingsfare	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Frisk	0,69	0,89	1,90	3,10	0,27	0,51	0,48	1,39
Moderat tørkeutsatt	3,06	1,95	1,88	2,26	0,83	0,96	0,73	1,71
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Grad av gjengroing var ikke signifikant relatert til antall rødlistede engplanter eller beitemarksopp i Naturbasedatasettet (**Tabell 32, Vedlegg 3**). I Rutedatasettet var det signifikant lavere antall engplanter ved gjengroingstrinn 2 og nesten signifikant lavere ved gjengroingstrinn 3 enn ved gjengroingstrinn 1, og lavest antall rødlistede beitemarksopp ved gjengroingstrinn 4.

Svake sammenhenger mellom gjengroing og artsantall kan ha sin årsak i måten gjengroing registreres. Gjengroing er skåret som en gjennomsnittsverdi for lokaliteten. Ofte vil det i gjengroende enger være partier med åpen eng i god tilstand. Her vil både beitemarksopp og engplanter kunne holde seg langt inn i gjengroingsforløpet. Flerårige og relativt store karplanter tåler gjenvoksing bedre enn ettårige planter og beitemarksopp, som er små og lett fortrenkes av dødt gras og høy vegetasjon. En del arter tåler også å stå igjen etter at kronedekket er helt sluttet, for eksempel kan solblom *Arnica montana* finnes, gjerne steril, i tredekte enger (gjengroingstilstand 4), og den relativt høyvokste smalfrøstjerne *Thalictrum simplex* er observert i einerkratt (gjengroingstilstand 3). Analyser av enger i ulike gjengroingstilstand i Nordherad viser at åpne enger og enger med spredt einerdekning har artsantall i samme størrelsesorden, mens tette einerkratt og skogdekte enger har sterkt redusert artsantall (Bratli & Halvorsen 2014).

**Tabell 32.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen gjengroing angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b). Økende trinnverdi angir økende gjengroing.

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Gjengroing	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
GG1	1,02	1,42	1,87	2,97	0,95	1,09	1,41	2,36
GG2	0,89	1,17	1,80	2,76	0,36	0,65	0,55	1,45
GG3	0,95	1,31	2,07	3,45	0,33	0,58	0,33	0,97
GG4					0,33	0,48	0,04	0,20
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Det var ingen signifikant sammenheng mellom gjødslingsintensitet og antall rødlistede beitemarksopp i Naturbasedatasettet, men i Rutedatasettet var det lavest antall beitemarksopp i de sterkt gjødslede engene. For engplantene var det en nedgang i artsantall med økende grad av gjødsling i Naturbasesettet, mens i Rutedatasettet var det signifikant høyere artsantall i svakt og middels gjødslede enger sammenlignet med de ugjødslede og de sterkt gjødslede engene (**Tabell 33, Vedlegg 3**). I Rutedatasettet samvarierer gjødsling med geografi, da enger uten spor etter gjødsling ble funnet med høyest antall i Oppdal, Vågå og Hvaler, mens de var fraværende i Halden og Aremark. Flertallet av de mest gjødslede engene lå i Halden, mens Oppdal, Vågå og Hvaler hadde få enger av den typen. Gjødslingsintensiteten er vurdert subjektivt ut vegeta-

sjonens utseende og sammensetning, ikke reelle oppgaver fra bruker, slik at det er en viss usikkerhet i vurderingene. Gjødslingsintensitet kan også variere mye i tid og rom, der grunnlendte eller vanskelig tilgjengelige partier ofte er ugjødset eller lite gjødset. Av den grunn kan enger skåret med snittverdi middels eller sterk gjødslingsintensitet ha ugjøddelede eller svakt gjøddelede partier der rødlistearter kan forekomme.

**Tabell 33.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen gjødslingsintensitet angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Gjødsling	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Ingen	1,04	1,43	1,87	2,97	0,48	0,62	1,33	2,25
Svak	0,95	1,11	2,10	3,18	0,75	0,97	0,46	1,37
Middels	0,43	0,85	1,21	2,55	0,47	0,78	0,20	0,55
Sterk					0,05	0,22	0,00	0,00
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Ekstensivt drevne enger hadde lavere antall rødlistede engplanter enn enger uten drift i Naturbasedatasettet, men ingen sammenhenger var signifikante i Rutedatasettet. Antallet rødlistede beitemarksopp var signifikant høyere i de ekstensivt drevne engene i begge datasettene (**Tabell 34, Vedlegg 3**). Det er derfor indikasjoner på at i hvert fall en del karplanter takler opphør av bruk bedre enn beitemarksoppene. Intensiv bruk inngår ikke i Naturbasedatasettet, men resultatene fra Rutedatasettet samt erfaring fra andre undersøkelser tyder på at antallet rødlistearter avtar med intensiv bruk. Ekstensiv bruk er det trinnet som karakteriserer kulturmarkseng etter NiN versjon 1. Variabelen kan betraktes som en samlevariabel for flere faktorer som beskriver grad av intensivering eller opphør av bruk, slik som gjengroing, gjødsling, beitetrykk, rydding av busker og trær, sprøyting, pløying og tilsåing. Variabelen beskriver dagens bruksintensitet uavhengig av hvor lenge det er siden bruksintensiteten ble endret. En del flerårige karplanter vil kunne opprettholde populasjoner en stund under suboptimale forhold, på samme vis som for variabelen gjengroing, mens lavvokste og kortlivete arter vil få problemer.

**Tabell 34.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen aktuell bruksintensitet angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Aktuell bruksintensitet	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Ingen bruk	1,39	1,83	0,61	1,62	0,38	0,70	0,34	1,07
Svært ekstensiv	0,71	0,87	1,37	2,86	0,54	0,52	0,92	1,80
Ekstensiv	0,91	1,21	2,52	3,25	0,62	0,89	0,86	1,97
Moderat intensiv					0,20	0,45	0,00	0,00
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

For rødlistede engplanter var det ingen forskjell i artsantall mellom enger med ulike grunnleggende hevdform. (**Tabell 35, Vedlegg 3**). For rødlistede beitemarksopp var det signifikant høyere artsantall i enger med grunnleggende hevdform beite, men bare i Naturbasedatasettet.

**Tabell 35.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter grunnleggende (opprinnelig) hevdform angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Grunnl. hevd	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Slått	0,71	0,89	0,23	0,49	0,42	0,78	0,13	0,45
Beite	1,02	1,37	2,38	3,25	0,48	0,74	0,69	1,67
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Enger uten hevd i dag hadde signifikant høyere artsantall av engplanter enn engene med beite og slått i Naturbasedatasettet, mens det ikke var noen signifikante forskjeller i Rutedatasettet. Enger som beites i dag, hadde flere rødlistede beitemarksopp i snitt enn enger uten drift, men bare i Naturbasedatasettet (**Tabell 36, Vedlegg 3**).

**Tabell 36.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter dagens hevdform angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Aktuell bruk	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Slått	0,65	0,86	0,35	0,61	0,17	0,41	0,00	0,00
Beite	0,88	1,15	2,46	3,31	0,63	0,82	0,92	1,94
Ingen	1,39	1,83	0,61	1,62	0,37	0,70	0,33	1,06
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>

Det var ingen klar sammenheng mellom beitetrykk og artsantall av rødlistede beitemarksopp i Rutedatasettet, mens i Naturbasedatasettet var det høyest artsantall i engene med middels beitetrykk (**Tabell 37, Vedlegg 3**). For engplanter ble det ikke funnet signifikante sammenhenger mellom beitetrykk og antall arter pr. eng, hverken i Naturbasedatasettet eller i Rutedatasettet. For beitemarksoppene er det vanskelig å konkludere ut fra dette, siden mycelet kan leve videre uten at individet danner fruktlegemer. Det er sannsynlig at fruktifisering hos beitemarksoppene reduseres med lavere beitetrykk.

**Tabell 37.** Fordeling av gjennomsnittlig antall rødlistearter av engplanter og beitemarksopp pr. lokalitet i datasettene Naturbase og Rutedata etter variabelen beitetrykk angitt etter trinndeling i NiN versjon 1 (Halvorsen et al. 2009b).

	Naturbase				Rutedata			
	Engplanter		Beitemarksopp		Engplanter		Beitemarksopp	
Beitetrykk	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD	Snitt	SD
Ingen	1,10	1,61	0,51	1,38	0,37	0,67	0,29	1,00
Svakt	0,79	0,90	1,74	2,69	0,82	0,60	0,91	1,45
Middels	0,98	1,29	3,42	3,90	0,39	0,63	0,93	2,14
Sterkt	0,90	1,25	1,05	1,15	1,14	1,46	1,14	2,27
<b>Totalt</b>	<b>0,95</b>	<b>1,28</b>	<b>1,90</b>	<b>3,01</b>	<b>0,47</b>	<b>0,75</b>	<b>0,57</b>	<b>1,51</b>



I den multiple regresjonen av artsmangfold av rødlistede engplanter og beitemarksopp i Naturbaselokaliteter, var det kombinasjonen av areal, kalkrikhet og aktuell bruksintensitet som best forklarte antall arter, med andre ord: store, kalkrike lokaliteter som er i bruk har størst antall rødlistearter i dag. For rutedatasettet var det kombinasjonen av areal, kalkrikhet og gjengroing (svak negativ effekt) som best forklarte artsmangfold av rødlistearter (**Vedlegg 3**).

### 4.3 Konklusjon: hvilke variabler er viktige for rødlistearter i kulturmarkseng

Formålet med sammenstillingen og analysene av hvordan rødlistearter i kulturmarkseng fordeler seg på geografiske og klimatiske gradienter og ulike miljøvariabler var å undersøke 1) om det er snevrere deler av de undersøkte miljøvariablene (tilstandsvariabler og lokale økologiske forhold) som har opphopning av rødlistearter, og 2) om spesielle regioner utmerker seg ved å ha høyere konsentrasjoner av rødlistearter. Undersøkelsene viser at det generelt er stor variasjon mellom kulturmarksenger med hensyn til antall rødlistearter og at det ikke er fullstendig overlapp mellom enger som er rike på rødlistede engplanter og beitemarksopp.

#### 4.3.1 Antall rødlistearter i kulturmarkseng varierer langs ulike miljøgradienter

Vi har ønsket å vurdere hvorvidt hotspot-habitatet kan defineres til en mer avgrenset del av kulturmarkseng i NiN versjon 1, basert på trinninndeling av lokale økologiske variabler og tilstandsvariabler. Analysene av ARKO-dataene viste at artsrikdom i liten grad samvarierte signifikant med de undersøkte miljøvariablene, og variasjonen i artsrikdom i enger med samme verdi for en gitt miljøvariabel var stor. Forskjellige mønstre avtegnet seg dessuten for karplanter og beitemarksopp. ARKO-data gir derfor, med unntak av noen signifikante funn, relativt utdelte holdepunkter for å definere hotspot kulturmarkseng ut fra de undersøkte miljøvariablene.

Kalkinnhold var en viktig faktor for gjennomsnittlig antall rødlistede engplanter. Det var særlig de to mest kalkrike trinnene, trinn 5 – kalkrik mark (lågurtenger) og trinn 6 – kalkmark (kalkenger), som hadde signifikant flere rødlistearter. For beitemarksopp var resultatene mer sammensatte, og sammenlignet med engplanter synes det som om kalkfattige lokaliteter også er relativt artsrike for beitemarksopp. Her spiller trolig lokalitetens alder og driftshistorie en rolle (jf. Jordal 1997), og dette er en variabel som er vanskelig å framskaffe data på. Av hensyn til beitemarksopp bør derfor kalkfattige lokaliteter ikke utelukkes. Også enkelte relativt vidt utbredte karplanter forekommer i kalkfattige kulturmarksenger, slik som blant annet solblom *Arnica montana*. Berggrunnskart var ingen god prediktor for forekomst av rødlistearter i engene.

Også for tørkeutsatthet var det forskjell i signifikante sammenhenger mellom engplanter og beitemarksopp, idet tørre engtyper hadde flere engplanter, mens det ikke var signifikante forskjeller for beitemarksopp. Derfor bør ikke fuktighetsforhold legges til grunn for innsnevring av hotspot-habitatet.

Det var relativt liten forskjell i gjennomsnittlig antall rødlistearter for ingen eller svak gjødsling, men artsantallet avtok med moderat gjødsling. Sterkt gjødslede lokaliteter mangler i datasettet, og inngår heller ikke i naturtypen kulturmarkseng, men har ut fra egne erfaringer neppe mange rødlistearter. Gjødsling regnes også som en negativ påvirkningsfaktor for disse artene (Kålås et al. 2010). Ut fra ARKO-resultater og generell kunnskap om gjødslingspåvirkninger bør hotspot-habitatet avgrenses til lokaliteter uten og med lite gjødsling, mens moderat gjødslede enger utelukkes.

Økende gjengroing var delvis forbundet med avtagende artsantall, tydeligst i Rutedatasettet der også gjengroingstrinn 3 og 4 var best representert. I mange gjengroende enger vil det være partier med åpen eng i god tilstand. Her vil både beitemarksopp og engplanter kunne holde seg langt inn i gjengroingsforløpet, mens enger med tett og høy dekning av busk- og tresjikt som

oftest vil ha færre rødlistearter. Vi foreslår at hotspot-habitatet avgrenses til enger i gjengroings-tilstand 1 til 3. Enger både med busksjikt, og med åpne engpartier inngår. Det samme gjelder spredt tresetting.

Ekstensiv bruk er den grad av bruksintensitet som karakteriserer kulturmarkseng etter NiN versjon 1. Også for denne variabelen var det manglende samsvar mellom beitemarksopp og engplanter, da vi fant at beitemarksopp hadde signifikant høyere artsantall i ekstensivt drevne enger enn i enger uten bruk, mens det var omvendt for engplanter. Variabelen tar ikke høyde for hvor lenge en eng har vært ubrukt, og mange langlivete arter kan stå igjen i enger som er tatt ut av bruk. Enger i ekstensiv bruk er det optimale, men også enger uten eller med svært ekstensiv bruk bør inkluderes. Intensiv bruk inngår ikke i definisjonen av kulturmarkseng.

Det lave antallet slåttmarker og mangelen på geografisk representasjon av disse i datasettet gjør det vanskelig å konkludere med hvorvidt hevdform er av betydning for antallet rødlistearter. Beitemarktrykket var ikke en signifikant forklaringsvariabel for artsrikdom av rødlistede engplanter, men beitemarksopp forekom i størst antall i moderat beitede lokaliteter og hadde lavest artsantall i ubeitede lokaliteter. Vi kan derfor ikke utelukke hverken ubeitede eller svakt beitede enger fra hotspot-habitatet, også fordi beitemarktrykk kan variere en del fra år til år, og fordi soppene kan finnes som mycel i jorda uten å fruktifisere.

ARKO-undersøkelsene gir noen indikasjoner på at kulturmarkseng, slik denne er definert i NiN versjon 1, ikke er et hotspot-habitat for karplanter og beitemarksopp, men at det finnes en avgrenset del av kulturmarksenger som potensielt har mange rødlistearter, og som i mange tilfeller har det. Vi tror vi har inkludert de mest sentrale variablene som kan forklare rødlisteartenes antall i kulturmarkseng, men metoden med å registrere kun én gjennomsnittsverdi for variablene pr. eng, kan forklare den store variasjonen i resultatene og utydelige sammenhenger mellom forklaringsvariabler og artsantall. Lokal variasjon innen den enkelte lokalitet filtreres derved bort. For flere av miljøvariablene har dette betydning for tolking av resultatene. Lokalt kan det være gunstige forhold for artene, for eksempel ved at deler av engene er mindre gjengrodd, eller er mindre gjødslet enn det som er dominerende for engen. Dette kan bidra til å forklare hvorfor artsantallet av rødlistearter også er relativt høyt i lokaliteter som ikke lenger er i hevd, og som er gjengrodd. Langtidsundersøkelser viser også at det kan ta mange år før flerårige engplanter forsvinner fra lokaliteter som gror igjen (Helm et al. 2006, Lepš 2014). Metoden med registrering av én verdi pr. eng er imidlertid tilpasset en nasjonal overvåking med registreringer av miljøvariabler i et stort utvalg av enger (se kapittel 5.6).

Vi har ikke registrert parametre knyttet til historie. Flere kilder påpeker at lokalitetens alder har stor betydning for artsmangfoldet, og da snakker vi om fra over 100 år opp til kanskje flere tusen års bruk (Ejrnæs & Bruun 1995, Nitare 1988, jf. også Jordal 1997 s. 48-49). Cousins & Eriksson (2008) fant imidlertid kun svake sammenhenger mellom historisk bruk og artsrikdom av habitat-spesialister i semi-naturlig eng i intensivt drevet jordbrukslandskap, og at eventuelle sammenhenger både er artsspesifikke og avhengig av landskapet.

Analysene av antall rødlistearter pr. Naturbaselokalitet (se kap. 3) viser at opp til 24 rødlistede arter kan forekomme innen en kulturmarkseng. Langt de fleste lokaliteter har imidlertid ingen eller én rødlisteart nevnt. Beitemarksopp bidrar sterkt til artsmangfoldet av rødlistearter i kulturmarkseng. Kun et fåtall personer behersker denne artsgruppa godt, og mørketallene på lokalitetene kan være relativt høyt. Registrering av beitemarksopp er også avhengig av når i sesongen undersøkelsen er gjort. Mange av soppene har stor variasjon i fruktifisering mellom sesonger. Også en del karplanter varierer mye mellom år, for eksempel noen ettårige arter, marinøkler og orkidéer. Man må derfor regne med at det i mange lokaliteter sannsynligvis forekommer flere arter enn det som pr. i dag er kjent, så lenge miljøforholdene ellers er gunstige.

Basert på innsamlede data og tidligere studier foreslår vi at hotspot-habitat kulturmarkseng omfatter lite eller ikke gjødslede enger (gjødslingstrinn 0 og 1), som fortrinnsvis er i ekstensiv bruk (aktuell bruksintensitet 3), men kan omfatte også enger uten eller med svært ekstensiv bruk

(trinn 1 og 2). Det er lite eller ikke gjengrodde enger (gjengroingstrinn 1–3). Det må forekomme partier med åpen eng, heldekkende busksjikt inngår ikke. Både slåtteeng og beiteeng inngår.

### 4.3.2 Erfaringer fra tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter

I 2013 testet vi ut metodikk for utvalg av overvåkingslokaliteter. Buskerud ble valgt som testområde fordi fylket spenner over stor biogeografisk variasjon og har stor variasjon i jordbruksdrift, fra arealer preget av intensiv drift, småskala jordbrukslandskap, og marginale områder preget av manglende drift og gjengroing. Metoden for utvalg av områder er beskrevet ovenfor (kap 2.1.3).

Bare én rødlistet engplante, solblom *Arnica montana* (VU), ble funnet i Buskerud-datasettet, i totalt to av 59 kartlagte enger. Buskerud-datasettet demonstrerer tydelig at det er stor variasjon i rødlisteforekomster i kulturmarkseng og at bare en avgrenset del av kulturmarksenga, slik den er definert i NiN versjon 1, kan karakteriseres som et hotspot-habitat for rødlistede arter. Det samme viser seg i Rutedatasettet, der det kun var noen få funn av rødlistearter i Aremark og ingen i Halden, og de fleste funn var fra Oppdal og Vågå. Til sammenligning hadde 68,6 % av engene i Naturbasedatasettet forekomst av minst én rødlisteart, og andelen stiger til 81,2 % for Naturbaselokaliteter i Sør-Norge.

I Buskerud-undersøkelsen ga en metodikk med tilfeldig utvalg av ruter en representasjon av kulturmarkseng i 37 av 50 (74 %) oppsøkte ruter, men bare 2 av 50 ruter (4 %) hadde enger med forekomst av minst én rødlistet engplante. Buskerud fylke ligger litt over gjennomsnittet for alle fylker med hensyn til antall rødlistearter og antall funn av rødlistede engarter i Artskart. Heller ikke med hensyn til antall 500 m-ruter med forekomst av rødlistet engart skiller Buskerud seg ut i forhold til gjennomsnittet for alle fylker. Resultatene viser tydelig at hotspot-habitatet er mye sjeldnere enn kulturmarkseng som sådan. Både Buskerud-datasettet og Aremark og Halden i Rutedatasettet skiller seg fra Naturbasedatasettet ved at en større andel av engene enten er mer intensivt drevet eller er tatt ut av hevd for lang tid tilbake og derved er tydelig gjengrodd. Dette bidrar trolig til å forklare det lavere antallet rødlistearter i disse datasettene. Et tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter (500 × 500 m-ruter) innenfor storruiter (10 × 10 km) vil derfor i varierende grad fange opp de mest artsrike engene. Oppdal og Vågå er områder med aktivt husdyrhold og større arealer med kulturmarkseng. De har dessuten store arealer med kalkrik berggrunn og er generelt artsrike områder med mange rødlistede kulturmarksarter. I områder rike på rødlistearter som Oppdal, Vågå og Hvaler, vil hotspot-habitatet i større grad være representert i et slikt tilfeldig utvalg. Buskerudundersøkelsen og dels resultatene fra Østfold viser tydelig behovet for en mer spisset utvalgsmetode mot ruter som inneholder hotspot-habitatet.

### 4.3.3 Hotspot-habitatet kulturmarkseng langs geografiske gradienter

Det var stor variasjon i antall rødlistearter pr. lokalitet innenfor den enkelte vegetasjonssone og -seksjon, og det ble ikke funnet signifikante forskjeller mellom antall rødlistearter pr. lokalitet i ulike vegetasjonssoner eller vegetasjonsseksjoner, verken for Naturbasedatasettet eller Rutedatasettet. Det var likevel en tendens til økende artsantall både for beitemarksopp og engplanter fra nordboreal til boreonemoral sone i Naturbasedatasettet.

Selv om det var en tendens til høyere antall rødlistede arter i svakt kontinental seksjon i Naturbasedatasettet, viste analysene at det ikke var signifikante forskjeller mellom seksjonene. Sterkt oseaanisk og svakt oseaanisk seksjon var også artsrike for beitemarksopp, mens en avtagende, men ikke signifikant tendens med oseaanitet kunne spores for engplanter. Det var derfor indikasjon på at fordelingsmønstre for beitemarksopp og engplanter bare delvis er sammenfallende, ved at oseaaniske områder har høyt antall rødlistede beitemarksopp i motsetning til karplanter.

Flere av de biogeografiske regionene har stor utstrekning langs øst-vest og nord-sør-gradientene. Både rødlistede engplanter og beitemarksopp i Naturbasedatasettet avtok mot nord, og de

nordligste områdene hadde få funn av rødlistearter. Analyser av et utvalg av ARKO-lokalitetene etter fordeling langs biogeografiske regioner, breddegrad, lengdegrad og høyde over havet viste at Sør-Norge, og i sær kontinentale deler, hadde flest rødlistearter (Bratli et al. 2013). Fordelingen av rødlistearter i ulike biogeografiske regioner vil derfor også avhenge av regionens geografiske utstrekning.

På større skala kan andre forhold enn klima være viktige for en regions artstiltfang. Storskala variasjon i berggrunnsforhold, spredningsbegrensinger og landbrukshistorie kan også ha betydning. Regionale analyser av utbredelsesmønstre hos habitatspesialister i kulturmarkseng viser også at lang historikk med ekstensiv bruk i en region bidrar til høyt artsantall av habitatspesialister (Poschlod et al. 2009, Fajmonová et al. 2013). I våre datasett mangler vi imidlertid historiske data, og disse er også meget arbeidskrevende å framskaffe.

Analysene viser altså stor variasjon i rødlisteartsrikdom mellom enger innenfor samme biogeografiske region. Det er derfor ikke grunnlag for å bruke soner eller seksjoner til å innsnevre definisjonsområdet for overvåkingen av hotspot kulturmarkseng (se kap. 5.2).



**Figur 15.** Huldrenøkkel *Botrychium matricarifolium* (CR). Foto: Harald Bratli.



**Figur 16.** Dragehode *Dracocephalum ruyschiana* (VU). Foto: Harald Bratli.





**Figur 17.** Honningblom *Herminium monorchis* (CR). Foto: Harald Bratli.



**Figur 18.** Svartkurle *Nigritella nigra* (EN). Foto: Harald Bratli.



## 5 Utvikling av et overvåkingsopplegg

For å lage et solid overvåkingsopplegg for hotspot-habitatet kulturmarkseng må en rekke punkter være avklart (**Boks 1**) og en rekke parametere være kjent. Vi har brukt data innsamlet i arbeidet med dokumentasjon av hotspot-habitatet og artene der som grunnlag for å vurdere utvalgsmetode, relevante overvåkingsindikatorer og registrering av disse indikatorene.

### Boks 1. Elementer i et overvåkingsopplegg

Følgende punkter må avklares ved overvåking.

- 1) Hva er målene for overvåkingen?
- 2) Hva er definisjonsområdet?
- 3) Hvordan velge overvåkingslokaliteter mest mulig representativt innenfor definisjonsområdet?
  - a) sikre best mulig nøyaktighet (forventningsrette estimer)
  - b) dekke intern heterogenitet (stratifisering)
- 4) Hvilke overvåkingsindikatorer skal registreres?
- 5) Hva slags design for datainnsamling pr. overvåkingslokalitet?
  - a) antall prøveflater/transekt
  - b) fordeling av prøveflater: dekke intern heterogenitet
- 6) Hva slags registreringsmetoder (feltprotokoll) for indikatorvariablene?
- 7) Hva slags analysemetoder for å få fram robuste og presise estimer?
- 8) Hvor mye vil det koste/hvor mye tidsbruk vil det være pr. overvåkingslokalitet?

Det finnes i dag ingen nasjonal overvåking av kulturmarkseng som vektlegger naturmangfold. Utvikling av overvåkingsmetodikk foregår i tilknytning til Naturindeks (Norderhaug et al. 2012) og for overvåking av kulturmarkseng i verneområder (Bär 2013). Innsamling av felldata i Naturindeksprosjektets første del ble samordnet med ARKO-kulturmarkseng.

Naturindeksprosjektet fokuserer på kulturmarkseng generelt. I grunnlagsmaterialet for Naturindeksprosjektet inngår enger som både er sterkt gjengrodd og som i grad av intensivering er langt utenfor engtypene som er aktuelle for overvåking av hotspot kulturmarkseng i ARKO. Naturindeksprosjektet tester ut sannsynlighetsbasert utvalgsmetodikk basert på romlige prediksjonsmodeller og tolking av gjengroingstilstand og gjødsling ved hjelp av infrarøde flybilder. Intensjonen har vært å kontrollere tolkingen ved feltarbeid. Under feltarbeidet er det benyttet tilsvarende metodikk som i ARKO-prosjektet: avgrensing av kulturmarkseng og registrering av miljøvariabler basert på NiN versjon 1. I et utvalg lokaliteter inngår miljøvariabler og artslistene fra ARKO, i de øvrige er kun miljøvariabler og enkelte kulturmarksarter registrert. Foreløpige resultater i prosjektet viste at kulturmarkseng lar seg modellere både i landskap med høy og lav forekomst av kulturmarkseng (Oppdal og Søndre Østfold). I Oppdal var det mulig å øke representasjonen av kulturmarkseng 3-4 ganger sammenlignet med et tilfeldig utvalg. Resultatene indikerte også at 500 × 500 m-ruter er en hensiktsmessig rutestørrelse. Også i Østfold var det mulig å modellere forekomst av kulturmarkseng. Bruk av IR-bilder ga varierende resultater, særlig tolking av de første gjengroingsfasene. Opplysningen på bildene er av stor betydning for resultatene. Norderhaug et al. (2012) konkluderer med at nye tester er nødvendig for å avklare i hvor stor grad flybildetolking må kontrolleres i felt. Naturindeksprosjektet arbeider videre med spørsmål

knyttet til presisjon ved identifisering og avgrensing av kulturmarkseng fra IR-bilder, hvilke tilstandsparametere som kan tolkes fra flybilder og hvilke som må registreres i felt, videre testing av nasjonale prediksjonsmodeller og uttesting av metodikk for artsregistrering og indikatorer. Norderhaug et al. (2012) foreslår en nasjonal overvåking i 100 storruter á 10 × 10 km, der 20 småruter á 500 × 500 m velges tilfeldig for detaljert analyse. I disse legges det opp til flybildetolkning av kulturmarkseng med gjengroingstilstand, busk- og tresjikt samt gjødselspåvirkning. I 5 av de faste smårutene i 40 av storrutene, til sammen 200 ruter á 500 × 500 m, foreslår de feltbasert artsregistrering (totalartslistor med forenklet mengdeangivelse). I tillegg til den nasjonale overvåkingen foreslår Norderhaug et al. (2012) en basisovervåking i 10 referanseområder, med 50 tilfeldig utlagte, permanente analyseruter á 1 m<sup>2</sup> i hvert område.

Bär (2013) har gjennomført en utredning om metoder for overvåking av kulturmarkstyper i verneområder. I denne utredningen foreslår hun et opplegg der naturtyper og tilstandsvariabler følger NiN versjon 1, i tillegg til tilstandsvariabler som areal, regionalt viktige arter, problemarter og vegetasjonssammensetning. I hvert verneområde legger Bär (2013) opp til kartlegging for å etablere en referansetilstand. Aktuelle metoder for innsamling av overvåkingsdata er strukturert befaringsruteanalyser, bruk av håndholdt GPS for kartfesting av arter, naturtyper, sammenhengende bestander og soneringer, og gjenfotografering og innhenting av driftsdata, mens flybildetolkning er aktuelt for kartlegging av større landskapsstrukturer. Under strukturert befaringsrute skal det gås en forhåndsdefinert strekning i felt, mens man registrerer GPS-posisjoner for tilstander som gjengroing, tresjikt, og populasjoner av regionalt viktige arter, fremmede arter og problemarter. Bär anser strukturert befaringsrute som anvendelig for å registrere indikatorer på et mer overordnet nivå enn ruteanalyser. Ruter kan enten legges i transekter eller etter en stratifisert, tilfeldig metode, og rapporten anbefaler minst 30 permanent merkede ruter á 1 m<sup>2</sup> i hvert verneområde, der man registrerer artsmengder med prosent dekning eller frekvens i 25 småruter, vegetasjonsstruktur og tilstand.

Det foregår også overvåking med vekt på utprøving av ulike metoder i semi-naturlige naturtyper i forbindelse med igangsetting av skjøtselstiltak. Dette er mer detaljerte undersøkelser av effekter av ulike tiltak i enkeltlokaliteter og baserer seg på ruteanalyser med økologiske målinger. Eksempler på aktuelle prosjekter er beskrevet i Jordal & Bratli (2009), Svalheim & Bratli (2009), Svalheim et al. (2012) og Bratli & Halvorsen (2014). I handlingsplanen for Utvalgt naturtype Slåttemark er et av de prioriterte tiltakene å utvikle et egnet system for overvåking av slåttemark som skjøttes (Anonym 2009). Skjøtsel er satt i gang i stort antall lokaliteter (Svalheim 2012) uten at arbeidet med overvåking er satt i gang.

## 5.1 Formål med overvåking av hotspot kulturmarkseng

Å avklare formålet med overvåkingen er sentralt, fordi ulike overvåkingsformål vil kreve ulike strategier for datainnsamling (Halvorsen 2011).

Det overordnede formålet med overvåking av hotspot kulturmarkseng er å få oversikt over status og tidsutvikling for antall forekomster, areal og økologisk tilstand av betydning for rødlistearter i hotspot kulturmarkseng. I tillegg er det et sentralt formål å få oversikt over status og tidsutvikling for rødlisteartene knyttet til hotspot-habitatet.

## 5.2 Avgrensing av definisjonsområdet

Definisjonsområdet er det geografiske området som overvåkingsresultatene skal gjelde for (Framstad 2013a). Kulturmarkseng forekommer i hele fastmarks-Norge utenom alpin sone, men som resultatene i tidligere kapitler viser, er det stor variasjon i antallet rødlistearter i engene. Fordi formålet med dette overvåkingsopplegget er å overvåke hotspot-habitatet kulturmarkseng, kan en innsnevring av definisjonsområdet være nødvendig. Her gis en drøfting av ulike kriterier for en slik avgrensing.

Følgende datasett er vurdert som mest relevante for avgrensing av definisjonsområdet i tillegg til data innsamlet i ARKO:

1. Geografisk fordeling av Naturbaselokaliteter
2. Geografisk fordeling av rødlistede beitemarksopp og engplanter i Artskart
3. Vegetasjonsregionkart (Moen 1998)
4. Berggrunnskart M 1: 250 000

Definisjonen av kulturmarkseng i Naturbase, og særlig lokaliteter med verdi A og B, har mye til felles med hotspot kulturmarkseng, fordi forekomst av rødlistearter er viktig både for identifisering og verdisetting av lokaliteter og fordi disse lokalitetene antas å ha en tilstand som favoriserer rødlistede arter.

Pr. 02.03.2014 inneholdt Naturbase 8037 lokaliteter med kulturmarkseng (naturbeitemark, slåttemark, kalkrike enger og våtenger). Langs sonegradienten er kulturmarkseng mest frekvent i sørboreal sone, men også boreonemoral, mellomboreal og nordboreal sone har mange lokaliteter (**Tabell 38**). Analysene påvirkes av nøyaktighet i kartene hos Moen (1998). Forekomstene i alpin sone er antagelig feil og skyldes målestokken i vegetasjonsregionkartet. I bratt terreng kan dette medføre at alpin sone dekker større areal enn det som er reelt i terrenget. Langs seksjonsgradienten har overgangsseksjon flest lokaliteter, og det er også mange i svakt og klart oseanisk seksjon, mens sterkt oseanisk og svakt kontinental seksjon har færrest lokaliteter. Kombinasjonen nordboreal-overgangsseksjon har flest lokaliteter (seterområder i sentrale deler av Sør-Norge).

**Tabell 38.** Fordeling av antall lokaliteter med kulturmarkseng i Naturbase (pr. 02.03.2014) etter vegetasjonssone og -seksjon. Tabellen er framkommet ved å analysere overlapp mellom Naturbase-lokaliteter og en digital versjon av kartene hos Moen (1998). Kombinasjonene O3t-SB, O3t-MB, O3t-NB, O3t-AL, NB-O3 og BN-C1 eksisterer ikke.

Region	O3t	O3	O2	O1	OC	C1	Antall
NE-BN	427	345	495	475	237		1979
SB		291	616	545	702	218	2372
MB		103	456	450	659	221	1889
NB			150	239	1001	226	1616
AL		25	57	34	63	2	181
<b>Antall</b>	<b>427</b>	<b>764</b>	<b>1774</b>	<b>1743</b>	<b>2662</b>	<b>667</b>	<b>8037</b>

Kulturmarkseng i Naturbase forekommer altså over hele landet, men hyppigheten avtar i de to nordligste fylkene. Fordelt på landsdeler ligger flest lokaliteter på Østlandet, fulgt av Vestlandet, mens Trøndelag og Nord-Norge har vesentlig færre (**Tabell 39**), både når det gjelder samlet antall og lokaliteter med verdi svært viktig (A). Kartlegging av naturtyper til Naturbase har foregått siden 1999, og databasen omfatter både eldre, kjente lokaliteter samt nykartlagte lokaliteter i forbindelse med ulike kartleggingsprosjekter de siste 15 årene. Databasen er langt fra fullstendig, og fordelingsmønstre påvirkes av kartleggings- og innleggingsstatus i de enkelte fylkene. Det antas at likevel at mange lokaliteter allerede finnes i databasen og at hovedmønstre i utbredelse fanges opp. Det er trolig i snitt relativt god dekningsgrad av store (og artsrike) lokaliteter, mens dekningsgraden for små lokaliteter er dårligere. Forekomsten av kulturmarkseng i Naturbase er så vidt nasjonalt dekkende at det er vanskelig å avgrense definisjonsområdet for overvåking av hotspot kulturmarkseng på bakgrunn av Naturbase.

**Tabell 39.** Fordeling av antall lokaliteter med kulturmarkseng i Naturbase (pr. 02.03.2014) landsdel og verdi.

Landsdel	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
Østlandet	707	2194	1555	4456
Vestlandet	600	938	650	2188
Trøndelag	200	324	227	751
Nord-Norge	196	249	197	642
<b>Sum</b>	<b>1703</b>	<b>3705</b>	<b>2629</b>	<b>8037</b>

Som vist i kap. 3.1, forekommer også rødlisteartene knyttet til kulturmarkseng i hele landet (**Figur 11** og **Figur 12**), men med et tyngdepunkt i lavlandet og sentrale dalstrøk på Østlandet samt et belte langs kysten på Vestlandet. Artskart er den mest omfattende datakilden for utbredelse av rødlistede engplanter og beitemarksopp. Databasen omfatter alle viktige samlinger der en stor del av rødlisteartene er digitalisert. Siden det er stor variasjon i hvor godt ulike geografiske områder i Norge er undersøkt, er datamaterialet ikke representativt for rødlisteartenes fordeling, men hovedtrekkene antas å være rimelig godt fanget opp. Geografisk fordeling av rødlistearter vurderes heller ikke å være egnet for avgrensning av definisjonsområdet for overvåking.

Analysene av forekomst av rødlistede engplanter og beitemarksopp mot berggrunnsrikhet ga ingen signifikante resultater (kap. 4.2.3), selv om det var tendens til flere rødlistearter på rik berggrunn i Naturbasedatasettet. Berggrunnskartet har lav oppløsning, slik at lokalt rikere berggrunnsforhold ikke fanges opp, i tillegg til andre forhold som kan gi lokalt rikere forhold (f.eks. løsmasser, skjellsand). Vi vurderer derfor at berggrunnskart ikke er egnet for å avgrense definisjonsområdet for overvåking av hotspot kulturmarkseng.

Artsrikdom av rødlistede engplanter og beitemarksopp fra de kartlagte ARKO-lokalitetene varierte ikke systematisk med verken vegetasjonssone eller -seksjon, men vurderingene ovenfor indikerer at artsantallet beitemarksopp avtar mot nord. Den store geografiske spredningen på vegetasjonsregionene, samt betydningen av andre variabler innenfor regionene, kan bidra til å forklare hvorfor signifikante sammenhenger ikke ble funnet. Avgrensning av definisjonsområdet til gitte vegetasjonssoner eller -seksjoner anbefales derfor ikke.

Samlet gir dette ingen holdepunkter for å avgrense definisjonsområdet ut fra nasjonale kartdata over Naturbaseforekomster, artsforekomster, berggrunn eller vegetasjonsregioner. Definisjonsområdet for overvåking av hotspot kulturmarkseng settes derfor til alt fastmarksareal under skog-grensa i hele Norge.

## 5.3 Utvalg av og avgrensning av overvåkingslokaliteter

### 5.3.1 Hvordan velge ut overvåkingslokaliteter

Hvordan overvåkingslokaliteter velges ut, har betydning for hvorvidt resultatene fra overvåkingen kan generaliseres til hele definisjonsområdet eller om de kun representerer de overvåkede objektene. Den egenskapen som er av størst betydning for valg av metode, er hvor hyppig hotspot-habitatet forekommer innenfor definisjonsområdet. Naturtypens prevalens er et uttrykk for hvor hyppig naturtypen faktisk forekommer i alle mulige observasjonsenheter (Framstad 2013a). Halvorsen (2011) antyder at for tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter innenfor definisjonsområdet går det en nedre grense for prevalens ved 0,02–0,1, dvs. at habitatet er til stede i 2–10 % av alle mulige observasjonssteder. Her gis en vurdering av alternative utvalgsmetoder for kulturmarkseng.

Man kan definere overvåkingslokaliteter gjennom å benytte rutenett av for eksempel  $1 \times 1$  km eller  $500 \times 500$  m utstrekning. Rutenett med maskestørrelse på  $500 \times 500$  m er benyttet i overvåkingen av Utvalgt naturtype hul eik (Sverdrup-Thygeson et al. 2013) og er foreslått for generell overvåking av kulturmarkseng (Norderhaug et al. 2012). Rutenett benyttes også i nasjonalt arealregnskap ved Skog og landskap (Strand & Rekdal 2006) og i flere overvåkingsprogrammer internasjonalt (Smart et al. 2003, Glimskär et al. 2005). Gjennomsnittsstørrelsen for en kulturmarkseng i Naturbase er 42 daa, men variasjonen er stor, fra kun 0,003 daa til hele 3943 daa. Så store lokaliteter forekommer bare unntaksvis, og sannsynligvis er andre naturtyper inkludert i denne og andre store lokaliteter. Bare seks Naturbaselokaliteter er større enn  $2 \text{ km}^2$ , og 7,7 % av lokalitetene er større enn  $1 \text{ km}^2$ . En rutestørrelse på 250 daa, som tilsvarer  $500 \times 500$  m, er større enn gjennomsnittsstørrelsen og anses som rimelig størrelse for overvåking av hotspot kulturmarkseng. Med større rutestørrelse vil sannsynligheten for forekomst av kulturmarkseng innenfor overvåkingslokaliteten, og dermed prevalensen, øke. Store overvåkingslokaliteter er imidlertid vanskeligere å håndtere i praktisk overvåking, de er mer uoversiktlige og krever større feltinnsats.

Det er få datasett som gir grunnlag for å si noe om hvor hyppig kulturmarkseng eller kulturmarkseng med høy konsentrasjon av rødlistearter faktisk forekommer. For å få et mer detaljert bilde av frekvens av kulturmarkseng i potensielle overvåkingsruter ble kulturmarkseng fra Naturbase koblet til SSB-rutenettet med rutestørrelse  $500 \times 500$  m. Definisjonsområdet for overvåkingen ble benyttet ved å utelate arealer over skoggrensa og i ferskvann (ruter som lå helt innenfor alpin vegetasjonssone i vegetasjonsregionkart over Norge (Moen 1998) og ruter der hele arealet lå innenfor ferskvann ble fjernet). Til sammen omfattet utvalget 945043 ruter á  $500 \times 500$  m. Av disse hadde 12684 ruter forekomst av kulturmarkseng i henhold til Naturbase. Østlandet og Vestlandet står for det største antallet både med hensyn til verdi A-lokaliteter og totalt (**Tabell 40**).

**Tabell 40.** Antall  $500 \times 500$  m-ruter i Statistisk sentralbyrås rutenett med kulturmarkseng fra Naturbase fordelt på landsdel og verdi (A – svært viktig, B – viktig og C – lokalt viktig). I parentes vises prosentandelen av  $500 \times 500$  m-ruter med kulturmarkseng fra Naturbase. N er det totale antall  $500 \times 500$  m-ruter i hver landsdel og i hele landet, og i parentes vises prosentandelen av det totale antallet ruter som ligger i landsdelen.

Landsdel	A	B	C	A-C	N
Østlandet	1255 (0,34 %)	3190 (0,86 %)	2361 (0,64 %)	6806 (1,85 %)	367035 (38,8 %)
Vestlandet	1036 (0,61 %)	1472 (0,87 %)	977 (0,58 %)	3485 (2,07 %)	168122 (17,8 %)
Trøndelag	270 (0,19 %)	488 (0,34 %)	348 (0,24 %)	1106 (0,79 %)	139730 (14,8 %)
Nord-Norge	305 (0,11 %)	600 (0,22 %)	382 (0,14 %)	1287 (0,47 %)	270156 (28,6 %)
<b>Sum</b>	<b>2866 (0,30 %)</b>	<b>5750 (0,60 %)</b>	<b>4068 (0,43 %)</b>	<b>12684 (1,34 %)</b>	<b>945043 (100 %)</b>

Den geografiske fordelingen viser høyest tetthet av lokaliteter i Oslofjordregionen og videre nordover til Ringerike, Hadeland, Mjøsregionen og de sentrale dalførene Østafjells, et bredt belte langs kysten i Agder og på Vestlandet, mens tettheten avtar gradvis fra Trøndelag og nordover (**Figur 19**).





**Figur 19.** Geografisk fordeling av 500 x 500 m-ruter i Statistisk sentralbyrås rutenett under skoggrensen med forekomst av kulturmarkseng i Naturbase (pr. 02.03.2014).



**Figur 20.** Geografisk fordeling av 500 x 500 m-ruter i Statistisk sentralbyrås rutenett under skoggrensen med forekomst av rødlistede engplanter og beitemarksopp fra Artskart (pr. 25.09.2014).

En tilsvarende analyse ble utført med artsfunn av de 86 rødlistede engplantene og 104 beitemarksoppene søkt ut fra Artskart 25.09.2014. Artsfunn med presisjon dårligere enn 354 m ble fjernet (som tilsvarer den største avstanden fra sentrum til hjørnet av en 500 x 500 m-rute). Det var 7286 av totalt 945043 ruter á 500 x 500 m som hadde forekomst av minst én rødlistet engplante (**Tabell 41**). For beitemarksopp var antallet 2688, og for begge artsgrupper samlet 9311, det vil si 0,99 % av alle ruter. Østlandet hadde flest 500 x 500 m-ruter med funn av rødlistearter, totalt 1,67 % av rutene på Østlandet, fulgt av Vestlandet med 0,96 %, Trøndelag med 0,47 % og Nord-Norge med 0,33 %. Høyest antall rødlistede arter i én rute á 500 x 500 m var 12 for engplanter, 29 for beitemarksopp og også 29 for begge artsgrupper.

**Tabell 41.** Antall og andel av 500 x 500 m-ruter med rødlistede beitemarksopp (bms) eller engplanter (engpl.) fra Artskart (pr. 25.09.2014) i fire landsdeler. I parentes vises prosentandelen av 500 x 500 m-rutene med forekomst av rødlisteart. N er antallet ruter i rutenettet som ligger under skoggrensa i de samme landsdelene, og i parentes vises prosentandelen av det totale antallet ruter som ligger i landsdelen.

Landsdel	Engpl.	Bms	Engpl. og bms	N
Østlandet	5442 (1,48 %)	1130 (0,31 %)	6137 (1,67 %)	367035 (38,8 %)
Vestlandet	803 (0,48 %)	923 (0,55 %)	1619 (0,96 %)	168122 (17,8 %)
Trøndelag	397 (0,28 %)	354 (0,25 %)	660 (0,47 %)	139730 (14,8 %)
Nord-Norge	644 (0,24 %)	281 (0,10 %)	895 (0,33 %)	270156 (28,6 %)
<b>Sum</b>	<b>7286 (0,77 %)</b>	<b>2688 (0,28 %)</b>	<b>9311 (0,99 %)</b>	<b>945043 (100 %)</b>

Den geografiske fordelingen av 500 x 500 m-rutene med rødlistearter viser samme mønster som for lokaliteter i Naturbase (**Figur 20**).

Basert på analysene av Naturbase og Artskart (se over) kan vi anslå at hotspot kulturmarkseng har en prevalens på 1–1,5 % nasjonalt, men med stor regional variasjon. I Buskerud-datasettet var prevalensen 19 % for kulturmarkseng i vid forstand, men kun 1 % for enger med forekomst av rødlisteart. I Rutedatasettet for Oppdal og Vågå var prevalensen 69 % for kulturmarkseng og 62 % for enger med rødlisteart.

En prevalens på rundt 1 % anses som for lavt for å bruke tilfeldig utvalg av overvåkingslokaliteter (Halvorsen 2011). Dette taler for en utvalgsmåte der man overrepresenterer ruter med høy sannsynlighet for hotspot-habitatet for å sikre tilstrekkelig representasjon av hotspot-habitatet i utvalget til å kunne følge utviklingen i sentrale tilstandsvariabler. En mulig tilnærming da er å utvikle en prediksjonsmodell til å overrepresentere hotspot kulturmarkseng i utvalget (Halvorsen 2011). Prediksjonsmodellering av kulturmarkseng generelt er for tiden under utvikling, dels basert på ARKO-data, og foreløpige resultater indikerer at kulturmarkseng lar seg modellere i hvert fall innen kjerneområder – områder av landet med høy frekvens av typen (Norderhaug et al. 2012). Selv om prediksjonsmodellering av kulturmarkseng generelt kan se ut til å fungere, er en nasjonal modellering av hotspot kulturmarkseng ikke prøvd ut, og på nåværende tidspunkt vet vi derfor ikke om det lar seg gjøre med akseptabel kvalitet på modellen. En forutsetning for gode modeller er gode respons- og forklaringsvariabler. Alle relevante nasjonale datasett ble utnyttet som forklaringsvariabler hos Norderhaug et al. (2012), og markslag i AR5 var den enkeltvariabelen som oftest forklarte mest av responsen. Norderhaug et al. (2012) understreker at variabler som omfatter historisk og aktuell hevd, samt geologisk rikhet vil forbedre modellene vesentlig. Dette er variabler vi antar også kan utnyttes til å skille kulturmarkseng generelt fra hotspot kulturmarkseng, men resultatene fra ARKO-kartleggingene (kap. 4) indikerer at sammenhengene mellom disse variablene og artsrikdom er utydelige, noe som kan bety at en prediksjonsmodell kun for hotspot-habitatet kulturmarkseng derfor generelt vil være dårligere enn for kulturmarkseng som sådan. Vi kjenner heller ikke til nasjonale datasett for historisk og aktuell hevd som er egnet til bruk som forklaringsvariabler nå.

Vi foreslår derfor en mer pragmatisk tilnærming for å overrepresentere ruter med høy sannsynlighet for forekomst av hotspot kulturmarkseng i utvalget. Denne tilnærmingen er gjennomførbar på det nåværende tidspunkt. Tilnærmingen er basert på stratifisert utvalg, som gir mulighet for (sterk) overrepresentasjon av områder med høy (men ikke nødvendigvis presist kvantifisert) sannsynlighet for forekomst av hotspot-habitatet, samtidig som det ivaretar muligheten til å regne på nasjonale trender fordi utvalget er gjort systematisk (sannsynligheten for at en rute skal bli tatt med i utvalget er kjent).

Vår tilnærming er basert på en stratifisering av utvalget i JA-ruter og NEI-ruter, der JA-ruter har høy sannsynlighet og NEI-ruter har lav sannsynlighet for forekomst av hotspot-habitatet (se Sverdrup-Thygeson et al. 2013). JA-ruter er i dette tilfellet ruter som enten har forekomst av Naturbase-lokalitet av kulturmarkseng (kun verdi A eller B) eller forekomst av rødlistet engplante/beitemarksopp fra Artskart. Funn av engarter som sikkert er angitt i andre naturtyper (skog, myr, etc) ekskluderes.

Vi utnyttet data fra Buskerud- og Rutedatasettet til å vurdere hvordan andelen JA- og NEI-ruter bør fordeles i et utvalg av overvåkingslokaliteter. Som et første skritt vurderte vi i hvor stor grad JA- og NEI-ruter, slik de er definert ovenfor, faktisk har forekomst av hotspot kulturmarkseng. Andelen JA-ruter med forekomst av kulturmarkseng som sådan var høy i Buskerud-datasettet (**Tabell 42**), men bare 1 av 9 JA-ruter hadde kulturmarkseng med rødlisteart. Tilsvarende hadde 17 % av NEI-rutene faktisk forekomst av kulturmarkseng som sådan, men bare 1 % hadde kulturmarkseng med rødlisteart. Rutedatasettet fra Oppdal og Vågå er svært lite (**Tabell 43**). Alle JA-ruter har forekomst av kulturmarkseng med rødlistearter. Om lag halvparten av NEI-rutene har også det.

**Tabell 42.** Fordeling av antall ruter fra Buskerud-datasettet med eller uten kulturmarkseng fra ARKO-feltbefaring (Med/Uten) og andeler på JA/NEI-ruter, der JA er forekomst av kulturmarkseng fra Naturbase med verdi A eller B, eller rute med forekomst av rødlistet engplante eller beitemarksopp fra Artskart. Både kulturmarkseng generelt og kulturmarkseng med forekomst av rødlistearter er vist.

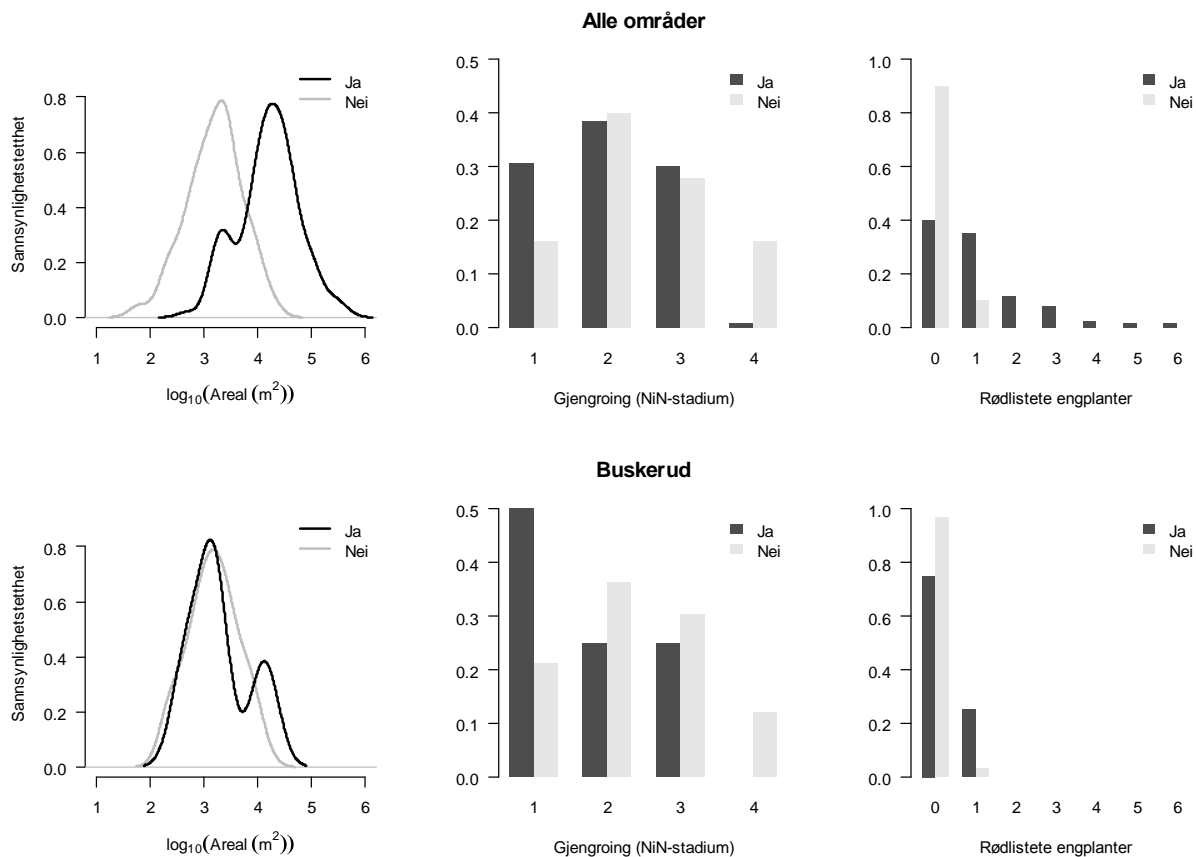
	Kulturmarkseng			Kulturmarkseng med rødlistearter		
	JA	NEI	Sum	JA	NEI	Sum
<b>Med</b>	4 (44 %)	33 (17 %)	37	1 (11 %)	1 (1 %)	2
<b>Uten</b>	5 (56 %)	157 (83 %)	162	8 (89 %)	189 (99 %)	197
<b>Sum</b>	9	190		9	190	

**Tabell 43.** Fordeling av antall ruter med eller uten kulturmarkseng fra ARKO-feltbefaring (Med/Uten) og andeler på JA/NEI-ruter, der JA er forekomst av kulturmarkseng fra Naturbase, med verdi A eller B, eller rute med forekomst av rødlistet engplante eller beitemarksopp fra Artskart. Data fra Rutedatasettet, ruter i Oppdal og Vågå. Både kulturmarkseng generelt og kulturmarkseng med forekomst av rødlistearter er vist.

	Kulturmarkseng			Kulturmarkseng med rødlistearter		
	JA	NEI	Sum	JA	NEI	Sum
<b>Med</b>	4 (100 %)	5 (56 %)	9	4 (100 %)	4 (46 %)	8
<b>Uten</b>	0 (0 %)	4 (44 %)	4	0 (0 %)	5 (54 %)	5
<b>Sum</b>	4	9		4	9	

Resultatene antyder at vårt foreslåtte stratifiseringskriterium vil være treffsikkert i områder med høy frekvens av rødlistearter (som i Oppdal og Vågå), mens i områder med lavere frekvens må man regne med at en relativt høy andel av JA-rutene er uten hotspot-habitatet (**Tabell 42**). Samtidig antyder resultatene at spesielt i områder med høy frekvens av rødlistearter vil en ikke ubetydelig andel av NEI-rutene også ha hotspot-habitatet. NEI-rutene utgjør bortimot 99 % av definisjonsområdet på ca. 945 000 ruter (**Tabell 40**), så selv med en liten andel av NEI-ruter med hotspot-habitat vil dette utgjøre tusenvis av forekomster. Et viktig neste skritt for å vurdere betydningen av å inkludere NEI-ruter i utvalget for å sikre forventningsrette estimater er derfor å vurdere om enger i JA-rutene skiller seg vesentlig fra NEI-rutene i areal og tilstand.

Vi ser at engene i JA- og NEI-ruter i pilotdatasettene er forskjellige både med hensyn på areal, gjengroing og antall rødlistearter (**Figur 21**). Om man ser alle de tre datasettene Naturbase, Rutedata og Buskerud under ett, er enger i JA-rutene i gjennomsnitt betydelig større (om lag 10 ganger så store), mindre gjengrodd (0,4 stadier) og har flere rødlistearter (0,5 arter av engplanter). Alle disse forskjellene er statistisk signifikante (t-test,  $p < 0.015$ ). Forskjellene er imidlertid ikke like store i alle regioner. Vi har ikke detaljerte data for både JA- og NEI-ruter i alle deler av landet, men Buskerud-datasettet er et regionalt tilfeldig utvalg med både JA- og NEI-ruter representert. I Buskerud-datasettet er det liten forskjell mellom engene i JA- og NEI-ruter når det gjelder areal. For gjengroing og rødlistearter er forskjellene mellom enger i JA- og NEI-ruter mindre enn i det totale datasettet, og ikke statistisk signifikante, men tenderer i samme retning som i det totale datasettet (**Figur 21**). Vi kan med andre ord ikke bare trekke JA-ruter og forvente å få et nasjonalt representativt utvalg av enger. Vi behandler derfor JA- og NEI-ruter som ulike statistiske populasjoner, og prøver å finne optimal utvalgsstørrelse for JA- og NEI-ruter separat.



**Figur 21.** Fordelinger av areal, gjengroingsklasser og rødlistede engplanter for alle ruter i pilot-datasettene (øverst) og for Buskerud separat (nederst).

Vi har beregnet ønskede utvalgsstørrelser for utvalgte tilstandsvariabler for overvåking av kulturmarkseng, med funksjonen `power.t.test` i R. Tilstandsvariablene vi har brukt er:

- areal av kulturmarkseng (gjennomsnitt pr. rute, log-transformert)
- grad av gjengroing (gjennomsnitt pr. rute av NiN gjengroingsklasser 1, 2, 3, 4)
- antall rødlistearter (gjennomsnitt pr. rute, transformert med  $\log(X+1)$ )

Vi antar at man ønsker å oppdage 20 % endring i tilstandsvariablene (nedgang i areal og rødlistearter, oppgang i gjengroingsstadium) med 80% sannsynlighet (dvs. en teststyrke på 0,8). Når målet er å oppdage endring over tid, er det en fordel å velge faste overvåkingsruter som oppsøkes i hvert omdrev. Dette gir noe mindre dekning av geografisk variasjon i forhold til om man velger nye ruter i hvert omdrev, men faste ruter øker mulighetene for å oppdage endring over tid (større teststyrke) med mindre utvalgsstørrelser (se Sverdrup-Thygeson et al. 2013 for en vurdering av faste versus nye ruter for overvåking av hul eik).

For å beregne forskjeller i en tilstandsvariabel mellom to tidspunkter ved overvåking i faste overvåkingslokaliteter brukes en parvis t-test, hvor de to observasjonene på samme lokalitet ved tid  $t$  og tid  $t+1$  utgjør et par. En viktig faktor ved beregning av utvalgsstørrelser er variasjonen i endring, dvs. variansen til forskjellen innen par. Jo større variasjon i endring (sett i forhold til en gitt gjennomsnittlig endring på f.eks. 20 %), desto større utvalgsstørrelse trengs for å oppdage endringen. Vi har ingen tallfestet informasjon om endring i våre datasett, men vi kan tenke oss at kulturmarksenger kan endres over tid på ulike måter som vil ha betydning for variasjon i endring, og dermed for utvalgsstørrelse. La oss ta areal som eksempel. Et ekstremtilfelle ville være at alle kulturmarksenger opplever en lik, prosentvis nedgang i areal. Med andre ord er variasjonen i relativ (prosentvis) endring null. Variasjonen i absolutt endring vil også være liten: dersom

alle enger i utgangspunktet er like store, vil variansen i den absolutte endringen også være null. Dette er et minimumsestimat for endringen, men ikke spesielt realistisk. Andre tilfeller vil innebære høyere variasjon i endring. Et eksempel kunne være at alle kulturmarksenger gror fullstendig igjen eller bygges ned i noen områder, mens det i andre områder ikke skjer noen endring. Eller man kan tenke seg at gjengroing og nedbygging først og fremst rammer enger av en viss størrelse eller type, for eksempel små enger.

For å være på den sikre siden i forhold til utvalgsstørrelse (for mange heller enn for få) trenger vi å anslå en øvre grense for variasjon i endring. Vi tar utgangspunkt i det generelle uttrykket for variansen til en endring i tilstandsvariabel  $X$  fra tid  $t$  til  $t+1$ , det vil si variansen til differansen  $D = X_{t+1} - X_t$ :

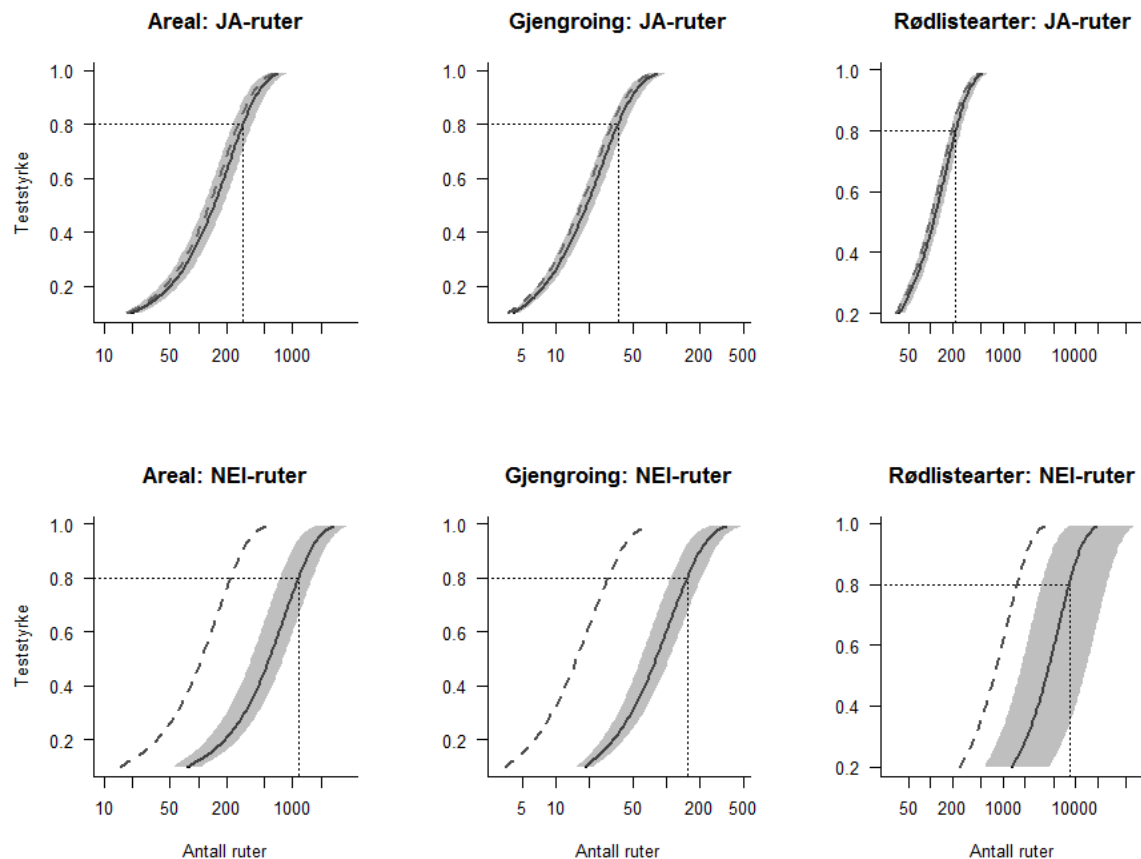
$$\text{Var}(D) = \text{Var}(X_{t+1} - X_t) = \text{Var}(X_t) + \text{Var}(X_{t+1}) - 2\text{Cov}(X_t, X_{t+1}).$$

For å estimere  $\text{Var}(D)$  trenger vi altså informasjon om tre størrelser: variansen til  $X$  ved tid  $t$   $\text{Var}(X_t)$ , variansen til  $X$  ved tid  $t+1$   $\text{Var}(X_{t+1})$  og kovariansen mellom  $X_t$  og  $X_{t+1}$   $\text{Cov}(X_t, X_{t+1})$ . Vi kan estimere  $\text{Var}(X_t)$  fra data, men har færre holdepunkter for å si noe om  $\text{Var}(X_{t+1})$  og  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$ . Dersom det ikke er veldig store endringer fra  $t$  til  $t+1$ , vil vi anta at  $\text{Var}(X_{t+1})$  er i samme størrelsesorden som  $\text{Var}(X_t)$ . Det er også rimelig å anta at  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t) \geq 0$ . Negativ kovarians er høyst urealistisk i vårt tilfelle: det kan bare oppstå hvis for eksempel mange små enger blir store og store blir små fra tid  $t$  til  $t+1$ . Vi ser da av uttrykket over at en øvre grense for  $\text{Var}(D)$  er omtrent  $2\text{Var}(X_t)$ , hvis  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$  er liten. Det er imidlertid grunn til å tro at kovariansen i mange tilfeller vil være såpass stor at  $\text{Var}(D) \ll 2\text{Var}(X_t)$ : de fleste små enger ved tid  $t$  vil trolig fortsatt være små ved  $t+1$ , og de fleste store enger forblir trolig store, om enn noe mindre. Tilsvarende betraktninger vil også gjelde for gjengroing, rødlistearter og andre tilstandsvariabler.

For å forsøke å tallfeste den øvre grensen for  $\text{Var}(D)$  mer presist for våre data, gjorde vi noen enkle simuleringer med utgangspunkt i arealstatistikken fra JA-ruter med enger i pilotdatasettene (**Figur 21**). I disse simuleringene var den totale (og dermed gjennomsnittlige) arealendringen den samme (20 % reduksjon), men endringen ble fordelt på to ulike måter som kan tenkes å øke  $\text{Var}(D)$  mot det maksimale. I den første simuleringen ble tilfeldige enger redusert med 90% av arealet, mens resten forble uendret. Dette kan øke  $\text{Var}(X_{t+1})$  ved at noen av de små engene blir betydelig mindre og redusere  $\text{Cov}(X_{t+1}, X_t)$  ved at noen av de store engene blir ganske små. I den andre simuleringen ble de minste engene redusert med 90 % av arealet, mens resten forble uendret. Dette øker  $\text{Var}(X_{t+1})$  enda mer, men øker også kovariansen. I begge simuleringene fant vi at  $\text{Var}(D) < \text{Var}(X_t)$ , dvs. under halvparten av den øvre teoretiske grensen antydnet ovenfor. I beregningene av utvalgsstørrelse benyttet vi derfor  $\text{Var}(X_t)$  som et øvre estimat for  $\text{Var}(D)$ . Dette bør gi utvalgsstørrelser på den sikre siden.

I beregningene av utvalgsstørrelser korrigerer vi også for to andre momenter. For det første korrigerer vi for usikkerhet i datagrunnlaget ved å gjenta beregninger av utvalgsstørrelser for å oppdage 20 % endring for 2000 bootstrap-replikater av det fulle datasettet (dvs. 2000 tilfeldige utvalg av samme størrelse som det originale datasettet, trukket fra det originale datasettet med tilbakelegging). Dette ble brukt til å beregne 95 % konfidensintervaller for ønsket utvalgsstørrelse ved en gitt teststyrke. For det andre korrigerer vi for forventet andel ruter uten forekomst av eng. For JA-ruter er dette 11%, for NEI-ruter 90 %.

Resultatene antyder at 300 JA-ruter er tilstrekkelig for å fange opp 20 % endring i både areal, gjengroing og antall rødlistearter, mens det er større usikkerhet knyttet til antallet NEI-ruter (**Figur 22, Tabell 44**). Trolig vil svært mange NEI-ruter ikke ha hotspot-habitatet, men bedre grunnlagsdata er ønskelig. Antallet avhenger også av indikatoren, og er desidert størst for antall rødlistearter. Vi forslår å starte med 300 NEI-ruter, vurdere antallet fortløpende etter hvert overvåkingsår og justere det ettersom sikrere estimater oppnås.



**Figur 22.** Forholdet mellom utvalgsstørrelse (antall ruter) og teststyrke (sannsynlighet for å påvise en reell endring) for tre tilstandsvariabler (areal, gjengroingsstadium og antall rødlistede engplanter) i JA-ruter og NEI-ruter. Den stiplede linjen angir forholdet mellom teststyrke og antall ruter MED eng; den heltrukne linjen viser det samme forholdet korrigert for forventet antall ruter uten eng og med 95 % konfidensintervall (2000 bootstrap-replikater; grått felt). Et anslag av utvalgsstørrelse for teststyrke 0,8 er angitt i hver figur (prikket linje; se også **Tabell 44**).

**Tabell 44.** Antall JA- og NEI-ruter (snitt og 95 % bootstrap konfidensintervall) som trengs for å oppdage en 20 % endring i areal, gjengroing og rødlistede arter med 80% sannsynlighet (se også **Figur 10**).

Indikator	JA-ruter			NEI-ruter		
	Snitt	Nedre	Øvre	Snitt	Nedre	Øvre
Areal	300	233	375	1151	734	1612
Gjengroing	37	31	44	156	110	208
Rødlistede engplanter	225	189	265	8193	3401	26895
Rødlistede beitemarksopp	274	245	303	3448	1580	12770

### Konklusjon: hvordan velge ut overvåkingslokaliteter

Vi foreslår å benytte SSBs nasjonale rutenett med rutestørrelse 500 × 500 m for å avgrense definisjonsområdet og som grunnlag for utvalg av overvåkingslokaliteter. JA-ruter er ruter som enten har forekomst av kulturmarkseng (kun verdi A og B) i Naturbase eller ruter med forekomst av rødlistet engplante/beitemarksopp fra Artskart. Funn med engarter som sikkert er angitt i andre naturtyper (skog, myr, etc) ekskluderes. Utvalget bør bestå av 300 JA-ruter og 300 NEI-



ruter. Antallet NEI-ruter vurderes fortløpende etter hvert overvåkingsår og justeres ettersom sikrere estimater oppnås. Rutene fordeles med 120 ruter årlig i femårige omdrev.

### 5.3.2 Flybildetolking og valg av overvåkingslokaliteter for feltbesøk

Overvåkingslokaliteter (ruter) som er valgt ut, analyseres før feltarbeidet ved hjelp av ortofoto. Overvåkingslokaliteter som sikkert ikke inneholder kulturmarkseng basert på flybildetolkningen, sorteres først ut. De resterende skal oppsøkes i felt. Alle tvilstilfeller skal oppsøkes i felt.

Vi antar at mange NEI-ruter vil bli eliminert allerede ved flybildetolking, og derved reduseres antallet feltbesøk. Metoden krever imidlertid mye tolkingsforarbeid. I Buskerudtesten var det nødvendig å gjennomgå 244 potensielle ruter for få 50 feltkontrollruter. I 13 av disse ble det ikke funnet kulturmarkseng.

Det er hevdet at infrarøde bilder gir bedre tolkingsresultater (Norderhaug et al. 2012). En nylig utført felt-test av flybildetolking i jordbruksarealer i 3Q indikerte at det var små forskjeller mellom infrarøde flybilder og vanlige fargebilder når det gjelder å fange opp variasjon i vegetasjonen (Engan 2013). Den arealtypen som har høyest tolkingsfeil i 3Q, er kulturpreget utmarksbeite med kun 29,5 % av kontrollpunktene riktig tolket. Beitemark på innmark og kulturpreget fastmark hadde treffprosent på henholdsvis 72,8 % og 53,3 %. For beitemark og kulturpreget fastmark var det også relativt stor feilprosent av dekning busk- og tresjikt, henholdsvis 32,2 og 23 % feiltolking. Den vanligste feilen var overestimering av busk- og tresjikt. For vårt formål skal de nyeste flybilder med best mulig oppløsning (10 eller 20 cm pixel-størrelse), som er tilgjengelig i Norge i Bilder, benyttes. Eldre flybilder er ofte tilgjengelige og kan gi viktig tilleggsinformasjon.

Det må trekkes et antall reservelokaliteter, da enkelte overvåkingslokaliteter kan utgå, fordi det av ulike utenforliggende grunner ikke er mulig å inventere dem. Grunneier må alltid informeres og tillatelse til inventering i engene må innhentes.

### 5.3.3 Hvordan avgrense overvåkingslokaliteter

I hver overvåkingslokalitet på 500 × 500 m avgrenses hotspot kulturmarkseng etter definisjon i kapittel 4.3.1. Hele enga avgrenses selv om den strekker seg utenfor overvåkingslokaliteten. Hver enkelt eng avgrenses i felt, med støtte i manuskart som består av flybilder, høydekoter og rutenett i UTM-systemet, og med støtte i håndholdt GPS. Støttekart med topografiske data og oversiktskart bør også benyttes i feltarbeidet. Ved gjentak i påfølgende omdrev er det viktig å benytte så oppdaterte flybilder som mulig. Nasjonalt program for omløpsfotografering har som målsetting å fotografere hele landet i løpet av 6 år for deretter å gjenta fotograferingen i regelmessige intervaller på 5–10 år avhengig av område. Oversikt over fotograferte områder finnes i Norge i bilder ([www.norgeibilder.no](http://www.norgeibilder.no)).

Separate polygoner for hver grunntype av kulturmarkseng avgrenses ikke, men arealandeler av hver grunntype innen hvert engpolygon skal angis dersom det forekommer flere. Det bør testes ut bruk av håndholdt felt-PC, der relevante bakgrunnskart og ortofoto er tilgjengelig, for avgrensing og digitalisering i felt. Man slipper da etterarbeid med digitalisering, men effektiviteten ved utfigurering og korrigerende av grenser fortløpende i felt må testes ut. Tilstrekkelig tid i felt er som oftest en begrensende faktor, og derfor bør digitalisering i felt være like effektiv som utfigurering på manuskart.

Minsteareal for utfigurering av lokalitet settes til 100 m<sup>2</sup>. Enger som henger mer eller mindre sammen, kun skilt med smale soner av andre naturtyper, avgrenses som ett polygon når minsteavstanden er mindre enn 10 m. Eksempler er smale kantsoner mellom skog og mer intensivt drevet eng eller kantsoner langs veier eller elver. Dersom enga har forekomster med gjengrodd eng eller intensivt drevet eng på deler av arealet, skal disse arealene inkluderes, og arealandel

angis. Arealer under minstearealet for andre naturtyper som forekommer innen kulturmarksenga, skal også angis med arealandeler. Omkringliggende naturtyper på naboarealer kan ha innvirkning på gjengroingsforløp, spredningsbegrensninger og andre relevante prosesser og skal derfor også noteres.

Ved avgrensing mot skog settes minsteavstand mellom trær til 5 m (fra stammebasis). Enkeltrær og klynger med trær mindre enn 100 m<sup>2</sup> inngår i enga. For buskdekte enger med areal av busksjikt mer enn 80 % foretas en forenklet registrering av miljøvariabler og arter.

Erfaringer fra ARKO-undersøkelsene av kulturmarkseng og lignende undersøkelser (egne obs.) viser at det oppstår tvil om hvor grensen går mot nabo-naturtyper. Det er særlig mot skog det kan være gradvise overganger, særlig der skog har blitt benyttet til ekstensivt beite, men også mot lyngmark av ulike typer og mot mer intensivt drevne enger. Andre åpne naturtyper, ofte svakt beite- eller slåttepåvirket i dag eller tidligere, der grenser kan være gradvise er først og fremst strandeng, dyneeng, åpen naturlig grunnlendt mark, rasmarkenger, alpin hei- og snøleievegetasjon og rikmyr. Regler for avgrensing mot skog- eller buskdekte areal kan baseres på fysiognomi. Avgrensing mot andre åpne naturtyper kan utnytte for eksempel lyngdekning, men må i større grad baseres på artssammensetning.

Arealendring er en viktig indikator for utviklingen til hotspot-habitatet. Siden all variasjon i naturen er gradvis og det er stor variasjon innen naturtypene, vil det ikke være mulig å finne fram til eksakte grensekriterier som dekker alle tilfeller. I praksis er det den enkelte registrants erfaring med naturtypene som vil være avgjørende når avgrensing skal gjøres i felt, men tydelige kartleggingsregler bidrar til å redusere unøyaktighet, bedre reproduktibilitet og derved sikrere areal-estimat.

## 5.4 Hvilke indikatorvariabler skal måles

Flere kriterier må være oppfylt ved valg av overvåkingsindikatorer. De indikatorvariablene som inngår i et overvåkingsopplegg, må være representative for det vi ønsker å overvåke. De må også være følsomme for reelle endringer, være operasjonelle og effektive å registrere i felt (Halvorsen 2011).

Det overordnede formålet med overvåkingen er å få oversikt over status og utvikling over tid for antall, areal og økologisk tilstand for hotspot kulturmarkseng og rødlisteartene tilhørende habitatet i Norge. Indikatorene skal derfor omfatte hotspot-habitatets mengde og tilstand, rødlisteartenes mengde, samt viktige tilstandsvariabler og påvirkningsfaktorer. Indikatorene baserer seg på registreringer i felt, samt beregnede indikatorer basert på artslister og digitaliserte kartpolygoner.

### *Antall og areal av hotspot-habitatet og andre arealtyper*

Antall og areal av hotspot-habitatet er viktige indikatorer for habitatets utvikling. Begge beregnes fra digitaliserte engpolygoner.

1. Antall enger med hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet
2. Areal av enger med hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet
3. Areal av andre naturtyper (som berg i dagen, vei, bekk) innenfor hotspot-habitatet

### *Tilstandsindikatorer*

Tilstandsindikatorer er viktige for å følge utviklingen til hotspot-habitatet over tid. Indikatorene nedenfor anses som de viktigste. Variablene og deres trinninndeling er beskrevet i kapittel 2.2.

1. Gjengroingstilstand
2. Dekning av tresjikt
3. Dekning av busksjikt

4. Dekning av dødt gress og strø
5. Gjødslingsintensitet
6. Hevdform (beite, slått, beitetidspunkt, slåttetidspunkt)
7. Beitetrykk
8. Dyreslag
9. Bruksintensitet

#### *Grunnleggende økologiske forhold*

Økologiske forhold kan bidra til å forklare variasjon i forekomst av rødlistearter i kulturmarkseng. Dette er lokalitetsegenskaper som ikke endres, men som har betydning for artsmangfoldet, og som derfor er bør registreres ved første gangs registrering. Indikatorer nedenfor anses som mest relevante. Variablene og dere trinninndeling er beskrevet i kapittel 2.2. Trinndeling i NiN legges til grunn.

1. Kalkinnhold
2. Uttørkingsfare
3. Vannmetning
4. Helning
5. Eksposisjon
6. Innstråling

#### *Rødlistearter og artssammensetning*

Basert på totalartslister for karplanter med mengdeangivelse kan det beregnes flere indekser som gir informasjon om økologisk tilstand i hotspot-habitatet. Indekser beregnes for hver eng, som grunnlag for snittverdi pr. overvåkingslokalitet, dersom flere enger inngår i lokaliteten.

1. Artslister over karplanter og beitemarksopp (artsutvalg, antall, mengde)
2. Rødlistede beitemarksopp og karplanter (artsutvalg, antall, mengde)

## **5.5 Design for datainnsamling på en overvåkingslokalitet**

Data må samles inn på en slik måte at man sikrer utsagnskraftige resultater. Gjentak, for eksempel i form av prøveflater eller transekter innen overvåkingslokaliteten, sikrer muligheten til å utnytte informasjon om variabilitet innen lokaliteten til å lage estimer for indikatorvariabelens verdi og gjør det mulig å dekke lokal variasjon innenfor en overvåkingslokalitet. Faste eller tilfeldig utlagte prøveflater eller transekter er én mulig tilnærming (se også Bär 2013). En enklere tilnærming er å samle én verdi for hver indikatorvariabel på hver avgrenset eng innenfor en overvåkingslokalitet. Dette gir ikke statistisk grunnlag for å vurdere endringer på den enkelte eng, men gir muligheter til å generalisere om hotspot-habitatet som sådan. En erfaring fra ARKO-prosjektet er at én verdi for hver indikatorvariabel pr. eng noen ganger ikke gir tilstrekkelig detaljert informasjon. For eksempel kan enger som gis gjennomsnittsverdi mye gjengrodd, inneholde mindre arealer med lite gjengrodd mark der rødlistede engarter kan leve.

I tillegg til registrering av én verdi for hver indikatorvariabel pr. eng foreslås derfor å registrere indikatorverdier i tilfeldig valgte, permanente punkter i hver eng innen overvåkingslokalitetene. Antallet punkter må være såpass mange at variasjonen i tilstander og endringer i variablene fanges opp. Vi foreslår at fem til 20 punkter registreres pr. eng, avhengig av engas størrelse. I tillegg til indikatorverdier registreres samtlige karplanter med prosent dekning i en analyseflate på 1 × 1 m. Naboruter og kantruter ekskluderes. Ruter som faller i avvikende habitat (f.eks. bekker, steiner) ekskluderes også. En utfyllende liste over habitater som skal ekskluderes, lages i forkant av feltarbeidet.

Artslister i engpolygoner gir muligheter til å avlede indikatorer basert på artssammensetning. Artslisteregistrering er avhengig av registrantenes evne til å oppdage arter og identifisere arter. Denne usikkerheten kan reduseres ved bruk av to registranter som jobber i par og ved bruk av

registrarer med god kunnskap og erfaring med artsregistrering i engvegetasjon. Unøyaktighet kan også forekomme ved ulik avgrensing av lokaliteter mot kanter. Kantproblematikken kan reduseres ved tydelige regler for avgrensing, og kalibrering av registrarer i forkant av feltarbeidet. For å sikre sammenlignbare resultater mellom lokaliteter av ulik størrelse bør man legge inn en faktor for tidsbruk pr. arealenhet – slik at små lokaliteter befares raskere enn store. Tidsbruk pr. lokalitet kan standardiseres ved å vekte tid med engas areal og form (Bratli et al. 2006). Dette krever at engenes areal og form er kjent, dvs. at de er avgrenset og digitalisert. Rødlisteartene forekommer som regel med lav frekvens innen en eng. Den eneste måten å registrere rødlistearter på er derfor systematisk søk gjennom hele lokaliteten. Dette kombineres enkelt med registrering av totalartslistene med karplanter.

Feltprosedyre på lokaliteten blir da som følger:

1. Avgrense areal basert på ortofoto og vurderinger i felt
2. Beregne areal og tid til artslisteregistrering
3. Trekke punkter for registrering av vegetasjon og indikatorvariabler
4. Inventere lokaliteten med full artsliste av karplanter og detaljert registrering av rødlistearter. Registrere indikatorverdier på lokalitetsnivå
5. Punktanalyser av vegetasjon og indikatorer

Som et tillegg til den nasjonale overvåkingen foreslås også å velge ut 10 overvåkingslokaliteter for detaljerte ruteanalyser etter standard vegetasjonsøkologisk metodikk (f.eks. Bratli & Halvorsen 2014), noe som gir bedre datagrunnlag for påvisning av endringer enn heldekkende data-innsamling og punktregistreringer. Detaljerte ruteanalyser i et utvalg lokaliteter vil gi grunnleggende kunnskap om de prosesser som påvirker artsforekomster i kulturmarkseng, og vil være en tolkingsreferanse for endringer i et ekstensivt nasjonalt nettverk av større overvåkingslokaliteter. Dette er også i tråd med foreslått metodikk i Norderhaug et al. (2012). Hver av de 10 områdene bør inneholde 50 permanent merkede analyseruter. Disse foreslås lagt til spesielt utvalgte kulturlandskap, eller lignende stjerneområder (Nasjonalt verdifulle kulturlandskap, kjerneområder med konsentrasjoner av kulturmarkslokaliteter i Naturbase med verdi A og B). Erfaringer fra egne undersøkelser av engvegetasjon i permanent merkede ruter, blant annet fra setervoller i Grøvdalen, Sunndal kommune og restaureringsforsøk i kulturmark på Agder (Jordal & Bratli 2009, Svalheim & Bratli 2009), viser at ruter gjenfinnes, men at nøyaktig oppmerking med metallrør under bakken og bruk av metallsøker er nødvendig. Overvåkingen bør i tillegg også følges opp med detaljerte undersøkelser av ulike skjøtselsformer og effekten disse har på vegetasjon under ulike forhold. Kunnskapen om disse temaene er mangelfull, men vil være en viktig referansebakgrunn ved tolking av endringer i et nasjonalt overvåkingsprogram.

## 5.6 Metoder for registrering av indikatorvariablene

Arter krysses av på standardiserte sjekklister. Hvert engpolygon gjennomføres systematisk, slik at variasjon i vegetasjon og økologiske forhold fanges opp. Både karplanter og beitemarksopp registreres.

Alle rødlistearter som påtreffes, posisjoneres nøyaktig ved hjelp av håndholdt GPS, og mengde i hvert punkt anslås. Registreringene standardiseres ved bruk av 10 meter som minsteavstand mellom hvert punkt. Både individer (mycel) av beitemarkssopp og individer av de fleste klondannende plantearter vil som regel ha mindre utstrekning enn dette. Antall av hvert skudd telles opp til 50, deretter angis mellom 50 og 100, og mer enn 100. Skudd telles kun for arter der dette er rimelig distinkte enheter, for eksempel for orkideer, marinøkler og engbakkesøte. For klondannende arter og andre arter der det er vanskelig å angi antall skudd, anslås areal. For arter som opptrer i stor mengde over hele eller større deler av enga, gis ett anslag for areal, antall og fordeling i enga.

Arters oppdagbarhet er avhengig av størrelse og form, men også tidspunktet for inventering og sesongvariasjon spiller inn. Fruktifisering av sopp varierer veldig mellom sesonger, og sesongens varighet kan også være kort. Dårlige soppår er relativt vanlig, kommer med ujevne mellomrom og varierer fra landsdel til landsdel. Strategier for å skille dårlige soppsesonger fra utviklingstrender er krevende å få til i praktisk overvåking. Ideelt sett bør sopp derfor registreres på samme overvåkingslokalitet over flere år (jf. Brandrud et al. 2014). Vi foreslår derfor at soppregristreringer foretas over tre år i samme overvåkingslokalitet. Tilgjengelige ressurser avgjør om antall lokaliteter med soppregristreringer må avgrenses til kun et utvalg. Soppregristreringer foretas i august og september (oktober), mens optimalt tidspunkt for de fleste karplanter er fra midt i juni til ut august. Vi foreslår som optimal løsning ett sommerbesøk (to botanikere) for registrering av karplanter og ett høstbesøk for sopplokalitetene der en mykolog og en botaniker som kjenner tidligere registrering av lokaliteten, deltar (kun første år av soppregristreringene). Lokaliteten må inventeres på omtrent samme dato i hvert omdrev, samtidig som sesongvariasjon i vegetasjonens utvikling på grunn av klimatiske forhold vurderes.

Punkter for registrering av vegetasjon og tilstandsvariabler posisjoneres nøyaktig ved hjelp av GPS. Ved bruk av Statens kartverks posisjonstjeneste DPOS eller CPOS kan posisjon bestemmes til bedre enn henholdsvis 5 dm eller 5 cm nøyaktighet (<http://www.statkart.no/Posisjonstjenester/CPOS/>).

Miljøvariabler foreslås registrert med samme metodikk som beskrevet i kapittel 2.2, med én gjennomsnittsverdi pr. eng. I tillegg foreslås registrering av tilstandsindikatorer i faste punkter innen hotspot-habitatet.

Miljøvariablene er basert på inndelingen i NiN-systemet. Disse er trinndelt og er dels basert på kvalitative vurderinger eller forskjeller i artssammensetning. Gjengroing er for eksempel basert på endringer langs en gradient i artssammensetning, og gjødslingsintensitet etter ingen, svake, middels eller sterke spor etter gjødsling. For praktisk registrering trengs kriterier som er lette å observere i felt. For gjødslingsintensitet baseres inndeling på en kombinasjon av forekomster av arter med ulik gjødslingstoleranse, vegetasjonens utseende og struktur. For gjengroing brukes i tillegg til artssammensetning forekomst av gjengroingsarter (for eksempel lyngarter), busker og trær. Merk at beitemark ofte har innslag av spredte busker og trær uten at dette representerer gjengroing. For beitetrykk benyttes vegetasjonens struktur, spor etter beitedyr (tråkk, dyremøkk) og forekomst av tråkktolerante arter. Samtlige er subjektive vurderinger og kalibrering av registranter i forkant av feltarbeid er nødvendig. Dessuten må det utarbeides en feltmanual med detaljert beskrivelse og bilder av hva som kjennetegner ulike trinn (utseende, struktur, karakteristiske arter). I tillegg bør intervju med grunneier foretas der dette lar seg gjøre. Ekspertbaserte lister over arter som indikerer gjengroing, gjødsling og tråkk bør utarbeides (jf. Joint Nature Conservation Committee 2004). Dette arbeidet bør samordnes med NiN, der det pr. dag foreligger artsliste for arter i semi-naturlig eng i høyereliggende strøk på Østlandet.

Fotografier tas fra hver overvåkingslokalitet, og ulike retninger og tilstander skal fanges opp. Kamera med innebygd GPS benyttes, eventuelt noteres GPS-posisjon for hver bilde separat. I tillegg noteres fotoretning og brennvidde, samt kommentarer om tilstand/bildemotiv.

Det er viktig med godt samarbeid med grunneiere/brukere. Tillatelse til registrering på eiendommen må innhentes. Samtidig kan grunneier/bruker intervjues om bruken av engene.

## 5.7 Overvåkingsfrekvens og antall overvåkingslokaliteter

I tråd med annen nasjonal overvåking av vegetasjon (Framstad 2013b) foreslår vi gjenkartlegging av faste overvåkingslokaliteter hvert femte år. Totalt 300 JA-ruter og 300 NEI-ruter inngår i overvåkingsopplegget fra starten, men antallet NEI-ruter vurderes fortløpende etter hvert overvåkingsår og justeres ettersom sikrere estimerer oppnås. Rutene fordeles med 120 ruter årlig i femårige omdrev. Overvåkingslokalitetene spres over hele definisjonsområdet hvert år, for å

unngå klumpvis fordeling av effekter som har med sesongvariasjon, spesielle værforhold og lignende uforutsigbare forhold.

## 5.8 Datalagring, analyse og rapportering

Egenskapsdata og artsobservasjoner lagres i egen database for overvåkingen. Data lagres i formater som sikrer effektiv overføring av artsdata til Artskart/GBIF. Innsamlinger av utvalgte sopp- og karplantearter foretas for dokumentasjon og for sikker bestemmelse av kritiske taksa. Alle innsamlinger leveres offentlig herbarium. Funnopplysninger dataregistreres i henhold til formater og nomenklatur spesifisert av Artskart/GBIF (Darwin Core, Artsnavnebasen). Bilder lagres i fotodatabase sammen med egenskaper tilknyttet hver bilde.

Bruk av felt-PC for registrering av arter og miljøvariabler bør testes ut. Dette vil medføre besparelser i tid brukt til dataregistrering. Samtidig gir det sikrere datainnsamling, da det kan legges inn kontroll om at alle opplysninger er registrert i feltdatasamleren.

Arter deles i økologiske grupper, og basert på artslister av karplanter pr. eng beregnes indekser for tolking av data. Arter grupperes etter habitattilknytning og indikatorevne for ulike tilstander i engvegetasjon. Artslister lages lister a priori, for å unngå at resultatene påvirker grupperingen av artene. Følgende artsgrupper foreslås

1. Kulturmarksengarter (artsutvalg, antall, mengde)
2. Gjengroingsarter og indikatorarter for gjødsling (artsutvalg, antall, mengde)
3. Fremmede arter (artsutvalg, antall, mengde)
4. Ellenberg-indikatorer for lys, fuktighet, pH og nitrogen for karplanter (se forklaring nedenfor)

Ellenberg-indikator tall er tallverdier på en skala fra 1 til 9 (1–12 for fuktighet) som er tilordnet artene på grunnlag av felterfaring og tilgjengelige empiriske data i Mellom-Europa (Ellenberg et al. 2001). Høye tallverdier indikerer preferanse for henholdsvis lyse, fuktige, basiske og nitrogenrike voksesteder. Siden artenes økologiske respons på de aktuelle miljøvariablene kan variere geografisk, har det vært reist kritikk mot bruk av indikator tallene utenfor Mellom-Europa (Witte & von Asmuth 2003). Ellenberg-indikator tall for nitrogen kan også forstås som et uttrykk for produktivitet heller enn for jordas innhold av N (Hill & Carey 1997). Tolking av indeksene må derfor foretas med forsiktighet. Studier har likevel vist at Ellenberg-indeksverdiene kan gi nyttige indikasjoner på rutenes relasjoner til økologiske gradienter også i andre deler av Europa, f.eks. i Norge (f.eks. Bratli et al. 2006, Bratli & Halvorsen 2014), hvor vi benyttet Ellenberg-indikator verdier primært som surrogat for målinger av lys, jordfuktighet, pH og nitrogen. Ellenberg-indikator verdier kan benyttes både på mengdeveide data og forekomstdata.

I tillegg til indikatorer registrert i felt eller avledet derfra, er det mulig å analysere data for andre indikatorer, spesielt forhold som har med landskapet lokaliteten ligger i (areal av habitatet, grad av isolasjon, landskapets heterogenitet) og forhold som har med landbruksforvaltning å gjøre, slik som tilskuddsordninger.

Statistiske analyser vil omfatte endringer i indikatorvariabler over tid. I og med at utvalget av overvåkingslokaliteter er stratifisert i JA- og NEI-ruter, er det behov for å ta høyde for dette i analysene. Arealendringer i m<sup>2</sup> og antallet lokaliteter med arealtap vil kunne beregnes fortløpende etter hvert nye overvåkingsomløp. Det samme vil endringer i indikatorvariabler som representerer viktige påvirkningsfaktorer. Flere statistiske metoder er aktuelle. ANOVA og t-tester vil kunne brukes til å vurdere endringer i areal og tilstand til hotspot kulturmarkseng. Avhengig av registreringsmetode kan det være nødvendig å ta høyde både for romlig og temporær autokorrelasjon og ulike feilfordelinger i variablene, f.eks. ved bruk av generaliserte miksedde modeller (GLMM; Pinheiro & Bates 2000).

For en del av de sjeldneste artene vil vi sannsynligvis ikke ha nok data til å kunne trekke statistisk holdbare slutninger om antallet forekomster og utviklingen i antallet, i hvert fall ikke på kort sikt. Beregning av endringer for rødlistearter som gruppe, og for artsgruppene foreslått over, vil derfor være svært relevant. Slike endringer vil knyttes opp mot overvåkingsindikatorer både på lokalitetsnivå og på punktregistreringsnivå.

## 5.9 Tidsbruk, overvåkingskapasitet og kompetanse

Tidsbruk pr. overvåkingslokalitet vil variere avhengig av antall enger som skal kartlegges, avstanden mellom dem, terrengforhold, artstilfang og kompleksitet, og behov for etterarbeid med artsbestemmelser. Det mest effektive er at team på to personer er stasjonert i ett område over en viss tid avhengig av hvor de uttrukne overvåkingslokalitetene ligger i forhold til hverandre.

Flybildetolking av 120 ruter pr. år antas å ta ca. 8 dagsverk inkludert tilrettelegging av kartdata og produksjon av feltkart. Feltarbeid pr. overvåkingslokalitet anslås til mellom 7,5 og 14 timer inkludert soppbesøk i tre år. I tillegg kommer reisetid og kostnader. Antallet ruter som faktisk skal feltbepares i løpet av fem år er lavere enn de 300 JA-rutene og 300 NEI-rutene som foreslås valgt ut. Vi antar at antallet som må feltbepares ligger mellom 60 og 90 ruter pr. år (av totalt 120 uttrukne).

Utvalg av overvåkingslokaliteter, flybildetolking og tilrettelegging av manuskart for feltarbeid krever kompetanse innen GIS. Erfaring med naturtypen og flybildetolking er en fordel.

Selve overvåkingen krever høy botanisk kompetanse innen artsbestemmelse av karplanter og beitemarksopp. Særlig er enkelte soppgrupper krevende å artsbestemme. Soppmateriale bestemmes best i fersk tilstand, slik at mikroskop-studier bør utføres samtidig med feltarbeidet. Det kreves også høy kompetanse innen kartlegging og identifisering av naturtypen og registrering av indikatorer. Erfaring med naturtypene og deres utforminger i ulike deler av landet er en forutsetning. Team på to personer som sørger for god arbeidsflyt og samarbeider om identifisering og avgrensing, vil høyne kvaliteten. Det er nødvendig med opplæring i registreringsmetoden og kalibrering, særlig dersom flere team er involvert. Før hver feltsesong bør det arrangeres kalibreringskurs.



## 6 Konklusjon om utvikling av overvåkingsmetode

Denne rapporten beskriver forslag til overvåkingsopplegg for hotspot kulturmarkseng i Norge og viser hvordan vi har kommet fram til dette forslaget. Vi har utnyttet ARKO-data samlet inn i perioden 2009-2013 og benyttet disse til å estimere grunnleggende viktige parametere for et nasjonalt overvåkingsopplegg. Med grunnlag i disse beregningene har vi foreslått et overvåkingsopplegg som gjør det sannsynlig at vi vil kunne oppdage endringer i de foreslåtte indikatorene over tid. I **Boks 2** beskriver vi dette overvåkingsopplegget.

### Boks 2. Overvåkingsopplegg for hotspot kulturmarkseng

Overvåkingsformål	<p>Oversikt over status og tidsutvikling for antall, areal og økologisk tilstand av hotspot kulturmarkseng i Norge.</p> <p>Oversikt over status og tidsutvikling for rødlistearter knyttet til hotspot-habitatet</p>
Overvåkingsindikatorer	<p><i>Antall og areal av hotspot-habitatet og andre arealtyper</i></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Antall enger med hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet</li> <li>2. Areal av enger med hotspot-habitatet pr. overvåkingslokalitet</li> <li>3. Areal av andre naturtyper innenfor hotspot-habitatet</li> </ol> <p><i>Tilstandsindikatorer</i></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Gjengroingstilstand</li> <li>2. Dekning tresjikt</li> <li>3. Dekning av busksjikt</li> <li>4. Dekning dødt gress og strø</li> <li>5. Gjødslingsintensitet</li> <li>6. Hevdform (beite, slått, beitetidspunkt, slåttetidspunkt)</li> <li>7. Beitetrykk</li> <li>8. Dyreslag</li> <li>9. Bruksintensitet</li> </ol> <p><i>Rødlistearter og artssammensetning</i></p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. Artslister over karplanter og beitemarksopp (artsutvalg, antall, mengde)</li> <li>2. Rødlistede beitemarksopp og karplanter (artsutvalg, antall, mengde)</li> </ol>
Definisjonsområde	Fastmarks-Norge under skoggrensa, totalt 945 043 ruter á 500 x 500 m
Utvalg av overvåkingslokaliteter	<p>Definisjonsområdet deles inn i overvåkingslokaliteter på 500 x 500 m, som defineres som enten</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• JA-ruter (høy sannsynlighet for forekomst av hotspot kulturmarkseng, definert som forekomst av Naturbaselokalitet av verdi A eller B, og/eller forekomst i Artskart av rødlistet engplante eller beitemarksopp), eller</li> <li>• NEI-ruter (lav sannsynlighet for forekomst av hotspot kulturmarkseng).</li> </ul>

	<p>Overvåkingslokaliteter trekkes tilfeldig, men slik at 50 % er JA-ruter og 50 % NEI-ruter. De samme overvåkingslokalitetene følges opp fra gang til gang. Antall og andel NEI-ruter kan justeres ettersom kunnskapen forbedres.</p>
Overvåkingsfrekvens	<p>I alt 120 ruter, spredt på hele definisjonsområdet, med 50/50-fordeling mellom JA- og NEI-ruter, trekkes hvert år, totalt 600 ruter i et omløp på 5 år.</p>
Innsamling av data på overvåkingslokaliteten	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Tolking av flyfoto. Overvåkingslokaliteter helt sikkert uten hotspot-habitatet undersøkes ikke i felt.</li> <li>2. Feltarbeid. <ol style="list-style-type: none"> <li>a. Undersøke om hotspot-habitatet er tilstede.</li> <li>b. Hvis tilstede, avgrense hotspot-habitatet og digitalisere grenser.</li> <li>c. Registrere av totalartslistor og indikatorvariabler (snittverdier) i hele det avgrensede arealet.</li> <li>d. Registrering og mengdeangivelse av rødlistede beitemarksopp og karplanter i hele det avgrensede arealet.</li> <li>e. Tilfeldig valg av 5-20 punkter, antall avhengig av areal.</li> <li>f. Registrere karplanter og indikatorvariabler i flater på 1 x 1 m i de valgte punktene.</li> </ol> </li> </ol>
Registreringsmetoder for indikatorvariabler	<p>Se kapittel 2.2 og 5.6</p>
Analysemetoder	<p>Formål: svare på overvåkingsformålet, dvs. sammenligne verdier for overvåkingsindikatorer for ulike observasjonsperioder eller overvåkingslokaliteter, analysere mønstre i endringer i indikatorverdier for lengre tidsserier og analysere sammenhenger mellom indikatorverdier og miljøvariabler/påvirkningsfaktorer som grunnlag for å forstå observerte endringer.</p> <p>Aktuelle metoder: t-tester, ANOVA, GLMM.</p>
Tidsbruk	<p>Standardisert tidsbruk for artslisteregistrering pr. eng basert på areal.</p>
Krav til overvåkingskapasitet og kompetanse	<p>Forarbeidet krever kompetanse og erfaring med GIS-arbeid og flybildetolking. Feltarbeidet krever høy botanisk og mykologisk kompetanse og god kjennskap til og erfaring med naturtypen. Kjennskap til og erfaring med bedømmelse av skjøtselsformer og aktuelle tilstandsvariabler er også viktig.</p>

## 7 Referanser

- Anonym 2007. Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk mangfold. 2.utgave. – Direktoratet for naturforvaltning - håndbok 13.
- Anonym 2009. Handlingsplan for slåttemark. – Direktoratet for naturforvaltning Rapport 2009: 6: 1-57.
- Artsdatabanken 2014. Data om karplanter og sopp gjort tilgjengelig av Agder naturmuseum, Arkeologisk Museum – UiS, BioFokus, Ecofact, Faun Naturforvaltning AS, GBIF-noder utenfor Norge, JBJordal, Miljødirektoratet, Miljøfaglig Utredning AS, Miljølære.no, Naturhistorisk Museum – UiO, Norges sopp- og nyttevekstforbund, Norsk botanisk forening, Norsk institutt for naturforskning, NTNU-Vitenskapsmuseet, Rådgivende Biologer AS, Sweco Norge AS, Tromsø museum – Universitetsmuseet, Universitetet for miljø- og biovitenskap og Universitetsmuseet i Bergen – UiB. – Nedlastet fra Artskart <http://artskart.artsdatabanken.no> 25.09.2014.
- Bakker, J.P., Rosén, E., Ozinga, W.A., Bretfeld, M., Feldt, T. & Stahl, J. 2012. Long-term effects of scrub clearance and litter removal on the re-establishment of dry alvar grassland species. – *Annales Botanici Fennici* 49: 21-30.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Økland, R.H. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. – *J. Biogeography* 35: 1906-1922.
- Brandrud, T.E., Evju, M. & Skarpaas, O. 2014. Nasjonal overvåking av kalklindeskog og kalklindeskogsopper. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. NINA Rapport 1057: 1-37.
- Bratli, H., Evju, M. Jordal, J.B. & Stabbetorp, O. 2013. Species richness of grassland fungi and vascular plants along biogeographic gradients in Norway. Conference abstract. – Open Landscapes, Hildesheim, Germany, 29.09– 03-10.2013, ss. 49-50.
- Bratli, H. & Halvorsen, R. 2014. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av gjengroing og restaurering i semi-naturlig eng i Nordherad, Vågå kommune, Oppland – NINA Rapport 1047. 88 s.
- Bratli, H., Jordal, J.B., Stabbetorp, O.E. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Naturbeitemark – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-periode II. - NINA Rapport 714: 1-84.
- Bratli, H., Økland, T., Økland, R. H., Dramstad, W. E., Elven, R., Engan, G., Fjellstad, W., Heggaard, E., Pedersen, O. & Solstad, H. 2006. Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. – *Agriculture, ecosystems and environment* 114: 270-286.
- Bär, A. 2013. Kulturmark- tilstand og overvåkning. – Miljødirektoratet rapport M93 2013: 1-47.
- Cousins, S. A. O. & Eriksson, O. 2008. After the hotspots are gone: Land use history and grassland plant species diversity in a strongly transformed agricultural landscape. – *Applied Vegetation Science* 11: 365-374.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P. & Wellstein, C. 2014. Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. – *Agriculture, Ecosystems & Environment* 182: 1-14.
- Ejrnæs, R. & Bruun, H. H. 1995. Prediction of grassland quality for environmental management. *Jour. Env. Management* 41:171-183.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. & Werner, W. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Third Edition. – *Scripta geobotanica* 18: 1-262.
- Engan, G. 2013. 3Q test av flybildetolking fra IR-bilder. – Rapport fra Skog og landskap 2013:3: 1-9.
- Fajmonová, Z., Zelený, D., Syrovátka, V., Vončina, G. & Hájek, M. 2013. Distribution of habitat specialists in semi-natural grasslands. – *Journal of Vegetation Science* 24: 616-627.
- Framstad, E. 2013a. Overvåking av handlingsplanarter og -naturtyper. Kriterier for valg av overvåkingsopplegg. – NINA Rapport 971: 1-111.
- Framstad, E. 2013b (red.). Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 952: 1-107.
- Glimskär, A., Löfgren, P. & Ringvall, A. 2005. Uppföljning av naturvärden i ängs- och betesmarker via NILS – statistisk utvärdering och förslag till design. – Sveriges lantbruksuniversitet Arbetsrapport 146: 1-83.

- Habel, J., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C. & Wiezik, M. 2013. European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. – *Biodiversity and Conservation* 22: 2131-2138.
- Halvorsen, R. 2011. Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - begreper, prinsipper og verktøy. Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo, Rapport 10: 1-117.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge – Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. – *Naturtyper i Norge* versjon 1.0 Artikkel 1: 1-210.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. – *Naturtyper i Norge (NiN)* versjon 1.0 (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/>)
- Halvorsen, R., Mazzoni, S., Bratli, H., Engan, G., Fjeldstad, H., Gaarder, G., Larsen, B.H. & Nordbakken, J.-F. 2011. Utprøving av NiN versjon 1.0 som naturtypekartleggingssystem. I: Halvorsen, R. (red.). *Faglig grunnlag for naturtypeovervåking i Norge - Grunnlagsundersøkelser*. – *NatHist. Mus. Univ. Oslo, Rapp.* 11: 11-98.
- Helm, A., Hanski, I. & Partel, M. 2006. Slow response of plant species richness to habitat loss and fragmentation. – *Ecology Letters* 9 (1): 72-77.
- Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. – *Journal of Vegetation Science* 8: 579-586.
- Joint Nature Conservation Committee 2004. *Common Standards Monitoring Guidance for Lowland Grassland Habitats*. Version February 2004, ISSN 1743-8160. – English Nature, Peterborough.
- Jordal, J.B. 1997. Sopp i naturbeitemarker i Norge. En kunnskapsstatus over utbredelse, økologi, indikatorverdi og trusler i et europeisk perspektiv. – *Direktoratet for Naturforvaltning, Utredning for DN* 1997: 6: 1-112.
- Jordal, J.B. & Bratli, H. 2009. Skjøtsel og overvåking av biologisk verdifullt kulturlandskap i Grøvdalen, Sunndal. – *Rapport J.B. Jordal* 2009: 1: 1-55.
- Jordal, J.B. & Bratli, H. 2012. Beitemarkssopp og naturtypekartlegging i kulturlandskapet i Finnmark og Troms i 2011. – *Rapport J.B. Jordal* 2012: 3: 1-61.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S., red. 2010. *Norsk rødliste for arter 2010*. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Lepš, J. 2014. Scale- and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. – *Journal of Applied Ecology* 51 (4): 978-987.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. *Norsk rødliste for naturtyper 2011*. – Artsdatabanken, Trondheim.
- Losos, J.B. & Ricklefs, R.E. (red.). 2009. *The theory of island biogeography revisited*. – Princeton University Press, Princeton.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. – Princeton University Press, Princeton.
- Moen, A. 1998. *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. – Statens kartverk, Hønefoss.
- Nitare, J. 1988. Jordtungor, en svampgrupp på tillbakagång i naturliga fodermarker. – *Svensk Bot. Tidskr.* 82:341-368.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L., Mazzoni, S., Bratli, H., Svalheim, E., Jordal, J.B. & Pedersen, O. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks - utvikling av kunnskapsgrunnlaget for overvåking og forvaltning. – *Bioforsk Rapport* 7: 129: 1-173.
- Pinheiro, J.C. & D.M Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. – Springer, New York.
- Poschod, P., Baumann, A. & Karlik, P. 2009. The origin and development of grasslands in Central Europe. I: Veen, P., Jefferson, R., de Smidt, J. & van der Straaten, J. (red.). *Grasslands in Europe of high nature value*. – KNNV Publishing, Zeist. s. 15-25.
- Poschod, P. & WallisDeVries, M.F. 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands – lessons from the distant and recent past. – *Biological Conservation* 104: 361-376.
- Pärtel, M., Helm, A., Reitalu, T., Liira, J. & Zobel, M. 2007. Grassland diversity related to the Late Iron Age human population density. – *Journal of Ecology* 95: 574-582.

- Rybicki, J. & Hanski, I. 2013. Species area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. – *Ecology Letters*: 16: 27-38.
- Skarpaas, O., Stabbetorp, O. & Bakkestuen, V. 2014. Vurdering av populasjonsendringer på grunnlag av artsfunn. – NINA Rapport 608: 1-36.
- Smart, S.M., Clarke, R.T., van de Poll, H.M., Robertson, E.J., Shield, E.R., Bunce, R.G.H. & Maskell, L.C. 2003. National-scale vegetation change across Britain; an analysis of sample-based surveillance data from the countryside surveys of 1990 and 1998. – *Journal of Environmental Management* 67: 239-254.
- Strand, G.H. og Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18x18 system description. – NIJOS rapport 2006: 3: 1-20.
- Svalheim, E. 2012. Oppfølging av handlingsplan for slåttemark. Midtveisrapport for perioden 2009 t.o.m. 2011. – Bioforsk rapport 2012: 167: 1-60.
- Svalheim, E. & Bratli, H. 2009. Lauvingsliene på Øvre Ramse, Åmli kommune, Aust-Agder. Skjøtsel og overvåking. – Bioforsk Rapport 2009: 195: 1-26.
- Svalheim, E., Bratli, H. & Often, A. 2012. Evaluering av utført einerrydding på Tromlingene og Jerken, Arendal kommune. Oppstartrapport fra igangsatt overvåking 2011. – Bioforsk rapport 2012: 43: 1-31.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J.O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: Kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. – NINA Rapport 317: 1-96.
- Sverdrup-Thygeson, A., Evju, M. & Skarpaas, O. 2013. Nasjonal overvåking av hul eik. Beskrivelse av overvåkingsopplegg fra ARKO-prosjektet. – NINA Rapport 1007: 1-29.
- Witte, J.P.M. & von Asmuth, J.R. 2003. Do we really need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values? – *J. Veg. Sci.* 14: 615-661.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. 2009. Mixed Effect Models and Extensions in Ecology with R. – Springer, New York.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011. Dyremøkk – et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. – NINA Rapport 715: 1-42.

## Vedlegg 1 Rødlistede karplanter tilknyttet kulturmarkseng

**Vedlegg 1.** Oversikt over rødlistede karplanter tilknyttet kulturmarkseng. RL – rødlistestatus i henhold til Kålås et al. (2010); NB – antall lokaliteter i Naturbasedatasettet; RB – antall lokaliteter i Rutedatasettet; BU – antall lokaliteter i Buskeruddatasettet; AK – antall poster i Artskart pr. 25.09.2014; Første år – første år arten er registrert i Artskart; Siste år – siste år arten er registrert i Artskart; Intervall – antall år mellom første og siste registreringsår.

Latinsk navn	Norsk navn	RL	NB	RD	Bu	AK	Første år	Siste år	Intervall	Kommentar
<i>Alchemilla oxyodonta</i>	kvassmarikåpe	VU				17	1906	2012	106	Få forekomster. Knyttet til beitemark og beitet høgstaueskog.
<i>Alchemilla plicata</i>	buttmarikåpe	NT	1			73	1899	2004	105	Kulturmarkseng, sørøstlig utbredelse
<i>Alchemilla subglobosa</i>	vollmarikåpe	NT				129	1904	2014	110	Tørr, kortvokst eng, beitet grasmark og tråkk, av og til skrotemark
<i>Alchemilla taernaënsis</i>	nordlandsmarikåpe	VU				6	1909	2006	97	Få forekomster. Skog og fuktig eng
<i>Alchemilla xanthochlora</i>	kystmarikåpe	VU				242	1865	2014	149	Kulturmarkseng og kanter. Vestlandet
<i>Allium scorodoprasum</i> ssp. <i>scorodoprasum</i>	bendelløk	NT	1			253	1829	2014	185	Engkanter, berg, tørrbakker og løvskog
<i>Androsace septentrionalis</i>	smånøkkkel	NT	7	4		937	1772	2014	242	Grunnlendt kalkmark, berg og tørr kalkeng
<i>Anisantha sterilis</i>	sandfaks	EN				131	1855	2013	158	Berg og tørr beitemark. Få funn, sørvestlig
<i>Aphanes australis</i>	dvergmariåkåpe	CR				37	1988	2010	22	Knauser og tørr beitemark. Få funn, sørvestlig
<i>Arnica montana</i>	solblom	VU	8		2	3288	1827	2014	187	Kulturmarseng
<i>Botrychium lanceolatum</i>	handmarinøkkkel	NT	3			336	1836	2014	178	Kulturmarkseng
<i>Botrychium matricariifolium</i>	huldrenøkkkel	CR	1			94	1862	2014	152	Edelløvskog og kulturmarkseng
<i>Botrychium multifidum</i>	høstmarinøkkkel	VU	3			306	1861	2014	153	Kulturmarkseng
<i>Botrychium simplex</i>	dvergmariinøkkkel	EN				59	1838	2014	176	Kulturmarkseng, strandnære berg, opptrekkede områder
<i>Campanula barbata</i>	skjeggklokke	VU				399	1826	2014	188	Kulturmarkseng, beitet høgstaueskog
<i>Campanula cervicaria</i>	stavklokke	NT				832	1826	2014	188	Kulturmarkseng, tørrbakker og berg, engkanter, veikanter
<i>Carex hartmanii</i>	hartmanstarr	VU				206	1827	2014	187	Engvegetasjon og grunnlente berg nær sjøen
<i>Carlina vulgaris</i>	stjernetistel	NT	1			827	1826	2014	188	Åpen grunnlendt kalkmark, engkanter, og kalkrike tørrenger
<i>Catabrosa aquatica</i>	kildegras	NT	1			1127	1823	2014	191	Våtmark, ferskvannspåvirket havstrand og våteeng
<i>Centaurea phrygia</i> ssp. <i>pseudophrygia</i>	skjeggknoppurt	EN				10	1969	2014	45	Kulturmarkseng, kanter
<i>Ceratocarpus claviculata</i>	klengelerkespore	EN				124	1874	2010	136	Engkanter og berg i skog
<i>Chenopodium bonus-henricus</i>	stolt henrik	NT				452	1820	2014	194	Kulturmarkseng, næringsrik eng og ruderatmark
<i>Comastoma tenellum</i>	småste	NT	1	1		1158	1824	2014	190	Kulturmarkseng, kalkhei

<i>Crepis praemorsa</i>	enghaukeskjegg	VU	2			816	1822	2014	192	Kulturmarkseng
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	søstermarihand	VU	1			421	1880	2014	134	Kulturmarkseng
<i>Dianthus armeria</i>	saronnellik	CR				15	1905	2009	104	Kulturmarkseng, grunnlendt berg
<i>Dracocephalum ruyschiana</i>	dragehode	VU	5			2213	1820	2014	194	Åpen grunnlendt kalkmark, kulturmarkseng, kanter
<i>Drymocallis rupestris</i>	hvitmure	CR				126	1840	2014	174	Åpen grunnlendt kalkmark, engkanter
<i>Eryngium maritimum</i>	strandtorn	EN	1			1211	1826	2014	188	Sandstrand og sandynevegetasjon. Beitemark i sanddynelandskap
<i>Erysimum altum</i>	stor åkergull	DD				29	1889	2014	125	Få funn, lite kjent, enger, kanter
<i>Filipendula vulgaris</i>	knollmjødukt	NT	1			814	1834	2014	180	Åpen grunnlendt kalkmark, kulturmarkseng
<i>Galeopsis ladanum</i>	dundå	EN				223	1827	2012	185	Tørrbakker, åker- og engkanter, og sørberg
<i>Galium normanii</i>	vegamaure	VU				69	1882	2010	128	Grunnlendt beitemark på kalkgrunn og hei på Vega
<i>Galium sternerii</i>	bakkemaure	NT				356	1837	2014	177	Tørrbakker, berg og engkanter
<i>Gentianella amarella</i> ssp. <i>septentrionalis</i>	jærsøte	EN				25	2008	2012	4	Sørvestlig art knyttet til beitemark på etablerte sanddyner
<i>Gentianella campestris</i> ssp. <i>campestris</i>	engbakkessøte	NT	39	11		4993	1772	2014	242	Kulturmarkseng
<i>Glyceria declinata</i>	buesøtgras	EN				60	1840	2014	174	Våteng, grøfter og bekker
<i>Glyceria notata</i>	sprikesøtgras	EN				60	1875	2009	134	Våteng, grøfter og bekker
<i>Herminium monorchis</i>	honningblom	CR				198	1824	2014	190	Fuktig kulturmarkseng og strandeng
<i>Isolepis setacea</i>	bustsivaks	EN	1			173	1846	2014	168	Fuktig kulturmarkseng, tråkkvegetasjon
<i>Juncus foliosus</i>	jærsiv	NT				75	1875	2012	137	Fuktig kulturmarkseng, vannkanter
<i>Lappula myosotis</i>	sprikepiggrø	NT	2	1		566	1826	2014	188	Tørre enger, berg
<i>Leontodon hispidus</i>	lodneføllblom	EN	2			210	1867	2013	146	Kulturmarkseng og grunnlente berg
<i>Logfia arvensis</i>	ullurt	NT	1			512	1827	2014	187	Tørre enger, veikanter
<i>Melampyrum cristatum</i>	kammarimjelle	EN				178	1829	2014	185	Kulturmarkseng, veikanter
<i>Myosurus minimus</i>	muserumpe	NT				476	1825	2014	189	Grunnlente berg i beiter, leirjord, innmarksbeiter
<i>Nigritella nigra</i>	svartkurle	EN		1		665	1845	2014	169	Kulturmarkseng og fjellhei
<i>Ononis arvensis</i>	bukkebeinurt	NT	6			1036	1764	2014	250	Havstrand og kulturmarkseng, kanter
<i>Ononis spinosa</i> ssp. <i>maritima</i>	krypbeinurt	VU	1			15	1907	2012	105	Åpen grunnlendt kalkmark, tørreng
<i>Ononis spinosa</i> ssp. <i>spinosa</i>	tornbeinurt	EN				11	1874	2014	140	Åpen grunnlendt kalkmark, strandeng, tørr-enger
<i>Ophioglossum vulgatum</i>	ormetunge	VU				696	1807	2014	207	Strandeng og kulturmarkseng
<i>Ophrys insectifera</i>	flueblom	NT	1			636	1769	2014	245	Kalkfuruskog, åpen grunnlendt kalkmark, og kalkrike enger
<i>Persicaria minor</i>	småslirekne	NT				487	1827	2014	187	Ferskvannskanter, beitede våtenger
<i>Phleum phleoides</i>	smaltimotei	EN	1			410	1821	2014	193	Åpen grunnlendt kalkmark, tørreng



<i>Potentilla xsuberecta</i>	heitepperot	VU				8	1933	2010	77	Kysthei og beitemark
<i>Primula scandinavica</i>	fjellnøkleblom	NT	6	1		2379	1767	2014	247	Kulturmarkseng og fjellhei
<i>Pseudorchis albida</i>	hvitkurle	NT	5			1648	1767	2014	247	Kulturmarkseng, åpen skog
<i>Pulsatilla pratensis</i>	kubjelle	NT				414	1821	2014	193	Tørre enger og grunnlendt kalkberg
<i>Pulsatilla vernalis</i>	mogop	NT	3			1335	1829	2014	185	Tørre enger, åpen skog og fjellhei
<i>Ranunculus bulbosus</i>	knollsøleie	VU				323	1764	2013	249	Kulturmarkseng kystnært
<i>Rhinanthus minor</i> ssp. <i>monticola</i>	kystkall	VU				44	1933	2011	78	Kystlynghei, beitemark på skjellsand nær sjøen, baserike berg og sanddyner
<i>Rorippa islandica</i>	islandskarse	EN				60	1866	2012	146	Beiter, tangvoller og strandsumper på Nordlandskysten
<i>Rosa pimpinellifolia</i>	trollnype	EN	1			511	1833	2014	181	Grunnlendte beiter og kanter
<i>Rosa pseudosabariensis</i>	sørlig brusknype	DD				21	1906	2011	105	Grunnlendte beiter og kanter
<i>Rubus caesius</i>	blåbringebær	NT	2			426	1826	2014	188	Engkanter og grunnlendte berg
<i>Rubus dissimulans</i>	blankbjørnebær	NT				21	1883	2004	121	Kulturmarkseng og kanter
<i>Rubus vestitus</i>	fløyelsbjørnebær	VU				15	1938	2009	71	Kulturmarkseng og kanter
<i>Scorzonera humilis</i>	griseblad	NT		4		410	1847	2014	167	Kulturmarkseng og kanter
<i>Selinum carvifolia</i>	krusfrø	NT	1	7		464	1844	2014	170	Kulturmarkseng og kanter
<i>Serratula tinctoria</i>	jærtistel	EN				98	1875	2014	139	Beitemark og beitet hei
<i>Silene nutans</i>	nikkesmelle	NT	8	7		1347	1820	2014	194	Åpen grunnlendt mark og kulturmarkseng
<i>Stellaria hebecalyx</i>	pomorstjerneblom	CR	1			42	1980	2013	33	Kulturmarkseng
<i>Stellaria palustris</i>	myrstjerneblom	EN				545	1823	2014	191	Våteng og ferskvannstrender
<i>Tephrosia integrifolia</i>	finnmarkssvineblom	CR	3			25	1917	2013	96	Beitet hei
<i>Thalictrum minus</i>	kystfrøstjerne	VU	2			664	1842	2014	172	Sanddyner og tørreng. Rasmak
<i>Thalictrum simplex</i> ssp. <i>boreale</i>	finnmarksfrøstjerne	NT	2			13	1894	2014	120	Kulturmarkseng
<i>Thalictrum simplex</i> ssp. <i>simplex</i>	smalfrøstjerne	NT	13	14		345	1981	2014	33	Kulturmarkseng
<i>Thymus praecox</i> ssp. <i>britannicus</i>	norsk timian	NT				152	1825	2012	187	Grunnlendt berg og tørreng
<i>Tractema verna</i>	kystblåstjerne	VU				146	1870	2012	142	Kulturmarkseng og grunnlendt mark
<i>Trifolium campestre</i>	krabbekløver	NT				517	1838	2014	176	Kulturmarkseng
<i>Trifolium montanum</i>	bakkekløver	VU				168	1834	2014	180	Åpen grunnlendt kalkmark og engkant
<i>Valeriana officinalis</i>	legevendelrot	NT				153	1840	2012	172	Kulturmarkseng og grunnlendt mark. Kanter
<i>Veronica spicata</i>	aksveronika	EN	1			624	1826	2014	188	Åpen grunnlendt kalkmark og tørreng
<i>Veronica verna</i>	vårveronika	VU	7	1		616	1827	2014	187	Tørreng og åpen grunnlendt mark
<i>Vicia lathyroides</i>	vårvikke	EN				185	1865	2014	149	Tørreng
<i>Vulpia bromoides</i>	ekornsvingel	CR				27	1907	2010	103	Tørrbakker og tørrberg i beiter

## Vedlegg 2 Rødlistede beitemarksopp tilknyttet kulturmarkseng

**Vedlegg 2.** Oversikt over rødlistede beitemarksopp tilknyttet kulturmarkseng. RL – rødlistestatus i henhold til Kålås et al. (2010); NB – antall lokaliteter i Naturbasedatasettet; RB – antall lokaliteter i Rutedatasettet; Artskart – antall poster i Artskart pr. 25.09.2014; Første år – første år arten er registrert i Artskart; Siste år – siste år arten er registrert i Artskart; Intervall – antall år mellom første og siste registreringsår.

Latinsk navn	Norsk navn	RL	NB	RD	Artskart	Første år	Siste år	Intervall
<i>Camarophylloopsis foetens</i>	stanknarrevokssopp	VU	2		60	1980	2012	32
<i>Camarophylloopsis hymenoccephala</i>	krattnarrevokssopp	EN	1		12	1988	2012	24
<i>Camarophylloopsis schulzeri</i>	gulbrun narrevokssopp	NT	3		258	1978	2014	36
<i>Clavaria amoenoides</i>	vridd køllesopp	VU	1		95	1970	2012	42
<i>Clavaria asperulospora</i>	sotkøllesopp	EN			3	2000	2011	11
<i>Clavaria flavipes</i>	halmgul køllesopp	VU			109	1981	2013	32
<i>Clavaria fumosa</i>	røykkøllesopp	NT	7	1	204	1951	2014	63
<i>Clavaria greletii</i>	plommekøllesopp	VU			16	1997	2012	15
<i>Clavaria incarnata</i>	kjøttkøllesopp	EN			8	1979	2012	33
<i>Clavaria pullei</i>	brun køllesopp	EN			16	1961	2014	53
<i>Clavaria rosea</i>	rosa køllesopp	VU			25	1974	2011	37
<i>Clavaria zollingeri</i>	fiolett greinkøllesopp	VU	2		238	1951	2014	63
<i>Clavulinopsis fusiformis</i>	knippesmåfingersopp	VU			23	1981	2011	30
<i>Clavulinopsis umbrinella</i>	grå småfingersopp	NT	2		80	1995	2013	18
<i>Dermoloma cuneifolium</i>	rosagrå grynusserong	VU	3	1	77	1917	2014	97
<i>Dermoloma josserandii</i>	beige grynusserong	EN			3	2004	2008	4
<i>Dermoloma pseudocuneifolium</i>	narregrynusserong	VU		2	23	1965	2012	47
<i>Entoloma aethiops</i>		VU	1		18	1962	2012	50
<i>Entoloma ameides</i>	grå duftørdskeisopp	NT			39	1957	2009	52
<i>Entoloma anatinum</i>		VU	2		13	1957	2009	52
<i>Entoloma atrocoeruleum</i>		NT	12	5	190	1993	2014	21
<i>Entoloma bloxamii</i>	praktørdskeisopp	VU	2	1	110	1984	2014	30
<i>Entoloma broesarpensis</i>		DD			1	2004	2004	0
<i>Entoloma caeruleopolitum</i>	glassblå rødskeisopp	VU	1		82	1992	2011	19
<i>Entoloma caeruleum</i>		DD	1		27	1995	2013	18
<i>Entoloma carneogriseum</i>		DD			14	1992	2011	19
<i>Entoloma catalaunicum</i>	katalansk rødskeisopp	VU			5	2003	2011	8
<i>Entoloma chalybaeum</i>	svartblå rødskeisopp	NT	9	2	182	1914	2013	99
<i>Entoloma cocles</i>		VU	4		55	1998	2011	13
<i>Entoloma coeruleoflocculosum</i>		VU			16	1994	2013	19

<i>Entoloma corvinum</i>	ravnerødskivesopp	NT	8		288	1950	2014	64
<i>Entoloma cruentatum</i>	himmelblå rødskivesopp	VU			12	2003	2010	7
<i>Entoloma cuspidiferum</i>	reddikrødskivesopp	DD			15	2004	2014	10
<i>Entoloma cyanulum</i>	storsporet rødskivesopp	DD			17	1964	2013	49
<i>Entoloma dichroum</i>	ametystrødskivesopp	VU			19	1953	2011	58
<i>Entoloma excentricum</i>	karstrødskivesopp	VU	1		22	1973	2012	39
<i>Entoloma fridolfingense</i>		EN			5	2009	2012	3
<i>Entoloma fuscotomentosum</i>		NT	1		27	1984	2012	28
<i>Entoloma glaucobasis</i>		DD			8	2003	2011	8
<i>Entoloma griseocyaneum</i>	lillagrå rødskivesopp	VU	18	5	538	1952	2013	61
<i>Entoloma huijsmanii</i>		VU			8	1997	2008	11
<i>Entoloma incanum</i>	grønn rødskivesopp	NT			83	1953	2014	61
<i>Entoloma inutile</i>		DD	1		10	1996	2012	16
<i>Entoloma jubatum</i>	semsket rødskivesopp	NT	4	1	180	1951	2014	63
<i>Entoloma kervernii</i>		VU	1		26	2003	2013	10
<i>Entoloma lampopus</i>	mørkblå rødskivesopp	DD			10	1954	2010	56
<i>Entoloma melanochroum</i>	svart rødskivesopp	VU	3	1	39	2000	2013	13
<i>Entoloma mougeotii</i>	fiolett rødskivesopp	NT	8	4	236	1960	2014	54
<i>Entoloma neglectum</i>	falsk navlerødskivesopp	DD			17	1967	2014	47
<i>Entoloma ochromicaceum</i>		DD			4	2004	2009	5
<i>Entoloma olivaceotinctum</i>		DD			2	1994	2012	18
<i>Entoloma politoflavipes</i>		VU	1		17	1993	2012	19
<i>Entoloma porphyrophaeum</i>	lillabrun rødskivesopp	VU	1		102	1951	2010	59
<i>Entoloma pratulense</i>	slåtterrødskivesopp	VU	5		114	1980	2013	33
<i>Entoloma prunuloides</i>	melrødskivesopp	VU	12	6	540	1886	2014	128
<i>Entoloma pseudocoelestinum</i>		VU	1		29	1997	2011	14
<i>Entoloma pseudoturci</i>		DD	4		30	1992	2011	19
<i>Entoloma rhombisporum</i>	rombesporet rødskivesopp	VU	12	3	178	1987	2013	26
<i>Entoloma roseum</i>	rosa rødskivesopp	EN	1		5	1998	2011	13
<i>Entoloma sacchariolens</i>	fruktrødskivesopp	VU			14	1996	2006	10
<i>Entoloma scabropellis</i>		VU	1		23	1979	2011	32
<i>Entoloma sodale</i>		VU			20	1935	2011	76
<i>Entoloma tibiicystidium</i>		DD			3	2000	2008	8
<i>Entoloma triste</i>		DD			3	1996	2010	14
<i>Entoloma turci</i>	tyrkerrødskivesopp	NT	7	2	180	1978	2013	35
<i>Entoloma undulatosporum</i>	bølgesporet rødskivesopp	VU			4	1994	2011	17
<i>Entoloma velenovskyi</i>		VU			41	1994	2013	19

<i>Entoloma viaregale</i>	dovrerødsdivesopp	EN			6	1977	2011	34
<i>Entoloma weholtii</i>		EN	1		3	1984	2009	25
<i>Geoglossum cookeanum</i>	dynetunge	NT	1	1	112	1928	2012	84
<i>Geoglossum difforme</i>	slimjordtunge	EN	3		73	1992	2014	22
<i>Geoglossum hakelieri</i>	røykbrun jordtunge	EN			11	1971	1993	22
<i>Geoglossum simile</i>	trolljordtunge	NT			81	1952	2011	59
<i>Geoglossum uliginosum</i>	sumpjordtunge	EN	1		36	1985	2014	29
<i>Hygrocybe aurantiosplendens</i>	gyllen vokssopp	NT	2	3	169	1969	2014	45
<i>Hygrocybe calciphila</i>	kalkvokssopp	VU	1	3	32	2000	2014	14
<i>Hygrocybe calyptriformis</i>	rosa vokssopp	CR			5	1999	2008	9
<i>Hygrocybe canescens</i>	tinnvokssopp	EN	1		19	1994	2010	16
<i>Hygrocybe citrinovirens</i>	grønngul vokssopp	EN			21	1966	2012	46
<i>Hygrocybe colemanniana</i>	brun engvokssopp	VU	1		170	1967	2013	46
<i>Hygrocybe flavipes</i>	gulfovokssopp	NT	7		316	1954	2014	60
<i>Hygrocybe fornicata</i>	musserongvokssopp	NT	7		274	1954	2014	60
<i>Hygrocybe ingrata</i>	rødneende lutvokssopp	VU	9	1	331	1978	2014	36
<i>Hygrocybe intermedia</i>	flammevokssopp	VU	4		121	1950	2014	64
<i>Hygrocybe lacmus</i>	skifervokssopp	NT	1		214	1952	2013	61
<i>Hygrocybe mucronella</i>	bitter vokssopp	NT	3		180	1948	2013	65
<i>Hygrocybe nitrata</i>	lutvokssopp	NT	32	9	818	1950	2014	64
<i>Hygrocybe ovina</i>	sauevokssopp	VU	8		198	1886	2014	128
<i>Hygrocybe phaeococcinea</i>	svartdugget vokssopp	NT	5	1	239	1985	2013	28
<i>Hygrocybe quieta</i>	rødskevokssopp	NT	11	2	468	1883	2013	130
<i>Hygrocybe russocoriacea</i>	russelærvokssopp	NT	8	1	410	1948	2013	65
<i>Hygrocybe spadicea</i>	sitronskivevokssopp	EN	1		26	1883	2014	131
<i>Hygrocybe splendidissima</i>	rød honningvokssopp	VU	7		420	1982	2014	32
<i>Hygrocybe subpapillata</i>	papillvokssopp	VU	2		31	1980	2014	34
<i>Hygrocybe turunda</i>	mørkskjellet vokssopp	VU	21	4	135	1963	2014	51
<i>Hygrocybe vitellina</i>	gul slimvokssopp	VU			85	1960	2012	52
<i>Microglossum atropurpureum</i>	vrangtunge	VU	6	3	241	1840	2013	173
<i>Microglossum fuscorubens</i>	kobbertunge	VU	1		79	1966	2013	47
<i>Microglossum olivaceum</i>	oliventunge	VU	2		106	1951	2012	61
<i>Porpoloma metapodium</i>	grå narremusserong	EN	2		181	1885	2013	128
<i>Ramariopsis kunzei</i>	hvit småfingersopp	NT	2	1	147	1966	2014	48
<i>Ramariopsis subtilis</i>	elegant småfingersopp	NT	1		121	1961	2014	53
<i>Trichoglossum variabile</i>		EN			6	2000	2011	11
<i>Trichoglossum walteri</i>	vranglodnetunge	VU	2		189	1882	2013	131

## Vedlegg 3 Resultater av analyser

**Vedlegg 3.** Oversikt over resultater av analyser av artsrikdom i kulturmarkseng (rødlistede engplanter og beitemarksopp) som funksjon av ulike forklaringsvariabler. Analysene er kjørt separat for hver artsgruppe og for hvert av de to datasettene Naturbase (n = 156 lokaliteter) og Rutedatasettet (n = 111 lokaliteter). Vi har kjørt lineære miksede modeller. Artsrikdom er log-transformert. Areal (log-transformert) er brukt som kovariabel i alle analysene pga. en sterk sammenheng mellom areal og artsantall. For Naturbasedatasettet er kommunegruppe brukt som tilfeldig faktor. For Rutedatasettet er 500 x 500 m-rute nøstet i 10 x 10 km-rute brukt som tilfeldig faktor. Estimer for tilfeldige faktorer er ikke vist. Est. = parameterestimat, SE = standardfeil, df = antall frihetsgrader, t = t-verdi og p = p-verdi.

*Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av lokalitetens areal i Naturbase- og Rutedatasettet.*

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,21	0,29	135	-0,73	0,469	-1,23	0,43	135	-2,85	0,005	-0,22	0,24	86	-0,90	0,370	-1,00	0,30	86	-3,37	0,001
log(areal)	0,08	0,03	135	2,70	0,008	0,21	0,04	135	4,97	<0,001	0,07	0,03	86	2,35	0,021	0,17	0,04	86	4,62	<0,001

*Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av vegetasjonssone i Naturbase og rutedatasettet. Intercept er verdi for boreonemoral sone (BN), og parameterestimaterne viser forskjellen mellom BN og den gjeldende sonen. SB = sørboreal, MB = mellomboreal, NB = nordboreal.*

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	0,05	0,32	132	0,16	0,877	-1,26	0,47	132	-2,68	0,008	-0,41	0,26	84	-1,60	0,114	-0,86	0,35	84	-2,43	0,017
log(areal)	0,08	0,03	132	2,72	0,007	0,21	0,04	132	4,95	<0,001	0,09	0,03	84	2,74	0,007	0,15	0,04	84	3,86	<0,001
SB vs. BN	-0,37	0,19	132	-2,01	0,047	0,12	0,24	132	0,50	0,618	0,45	0,25	17	1,79	0,092	-0,37	0,38	17	-0,97	0,346
MB vs. BN	-0,36	0,19	132	-1,87	0,064	-0,01	0,25	132	-0,03	0,973	0,21	0,20	84	1,06	0,290	0,10	0,34	84	0,30	0,768
NB vs. BN	-0,33	0,20	132	-1,67	0,097	-0,03	0,25	132	-0,13	0,895	0,008	0,19	84	0,04	0,965	0,26	0,33	84	0,80	0,427

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av vegetasjonsseksjon i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for svakt kontinental seksjon (C1), og parameterestimaterne viser forskjellen mellom C1 og den gjeldende seksjonen. OC = overgangsseksjon, O1 = svakt oseaanisk, O2 = klart oseaanisk, O3 = sterkt oseaanisk.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,02	0,35	131	-0,05	0,960	-1,08	0,52	131	-2,07	0,04	0,003	0,36	86	0,010	0,992	-0,68	0,42	86	-1,62	0,108
log(areal)	0,08	0,03	131	2,80	0,006	0,21	0,04	131	4,91	<0,001	0,07	0,03	86	2,22	0,029	0,17	0,04	86	4,69	<0,001
OC vs. C1	-0,02	0,20	131	-0,08	0,939	-0,14	0,30	131	-0,47	0,640	-0,17	0,32	4	-0,53	0,621	-0,44	0,37	4	-1,20	0,296
O1 vs. C1	-0,36	0,21	131	-1,67	0,098	0,13	0,32	131	0,41	0,684	-0,31	0,34	16	-0,93	0,368	-0,54	0,39	16	-1,39	0,184
O2 vs. C1	-0,31	0,24	131	-1,29	0,200	-0,36	0,36	131	-1,00	0,319	-0,28	0,31	16	-0,89	0,386	-0,32	0,36	16	-0,90	0,381
O3 vs. C1	-0,38	0,26	131	-1,44	0,153	-0,45	0,39	131	-1,17	0,246										

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av kalklinnhold i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for kalklinnhold trinn 3 (KA3), og parameterestimaterne viser forskjellen mellom KA3 og det gjeldende trinnet på variabelen kalklinnhold.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,48	0,28	131	-1,75	0,082	-1,31	0,44	132	-2,96	0,004	-0,30	0,22	83	-1,39	0,167	-0,98	0,29	83	-3,45	<0,001
log(areal)	0,07	0,03	132	2,47	0,015	0,20	0,04	132	4,78	<0,001	0,05	0,03	83	1,83	0,071	0,14	0,04	83	3,81	<0,001
KA4 vs. KA3	0,29	0,11	131	2,52	0,013	0,01	0,18	132	0,07	0,948	0,04	0,13	83	0,35	0,726	0,07	0,17	83	0,44	0,664
KA5 vs. KA3	0,46	0,12	132	3,82	<0,001	0,30	0,19	132	1,55	0,124	0,48	0,13	83	3,66	<0,001	0,36	0,18	83	2,03	0,045
KA 6 vs. KA3	0,85	0,15	132	5,49	<0,001	0,27	0,25	132	1,07	0,286	0,55	0,16	83	3,38	0,001	0,50	0,22	83	2,29	0,025



*Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av berggrunn i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for fattig berggrunn, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom fattig og middels og fattig og rik berggrunn.*

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,24	0,29	133	-0,82	0,412	-1,34	0,44	133	-3,06	0,003	-0,48	0,27	84	-1,76	0,081	-0,95	0,33	84	-2,90	0,005
log (areal)	0,09	0,03	133	2,69	0,008	0,21	0,04	133	4,97	<0,001	0,10	0,03	84	3,17	0,002	0,17	0,04	84	4,26	<0,001
Middels vs. fattig	0,03	0,09	133	0,30	0,765	0,16	0,13	133	1,18	0,239	0,25	0,12	84	2,06	0,042	-0,06	0,05	84	-0,43	0,671
Rik vs. fattig	0,09	0,11	133	0,81	0,418	0,24	0,16	133	1,47	0,144	-0,24	0,16	84	-1,63	0,133	-0,03	0,20	84	-0,17	0,866

*Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av uttørkingsfare i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for frisk, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom moderat og frisk.*

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,64	0,29	134	-2,22	0,028	-1,34	0,66	134	-2,05	0,043	-0,64	0,26	85	-2,46	0,016	-1,12	0,34	85	-3,31	0,001
log(areal)	0,06	0,03	134	2,32	0,022	0,32	0,06	134	2,18	<0,001	0,08	0,03	85	2,81	0,006	0,17	0,04	85	4,54	<0,001
Moderat vs. frisk	0,52	0,11	134	4,50	<0,001	-0,48	0,26	134	-1,85	0,066	0,25	0,07	85	3,49	<0,001	0,08	0,010	85	0,89	0,378

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av gjengroingsgrad i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for gjengroingsgrad 1 (GG1), og parameterestimaterne viser forskjellen mellom GG1 og det gjeldende trinnet for variabelen. GG4 forekom bare i Rutedatasettet.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,21	0,30	133	-0,69	0,488	-1,24	0,44	133	-2,83	0,005	0,06	0,27	83	0,22	0,830	-0,75	0,32	83	-2,33	0,023
log(areal)	0,09	0,03	133	2,68	0,008	0,22	0,04	133	5,10	<0,001	0,06	0,03	83	1,82	0,072	0,16	0,04	83	4,33	<0,001
GG2 vs. GG1	-0,005	0,08	133	-0,06	0,955	0,06	0,13	133	0,46	0,649	-0,22	0,10	83	-2,21	0,030	-0,18	0,12	83	-1,60	0,136
GG3 vs. GG1	-0,002	0,09	133	-0,02	0,983	-0,16	0,14	133	-1,20	0,233	-0,22	0,11	83	-1,93	0,057	-0,22	0,14	83	-1,57	0,120
GG4 vs. GG1											-0,17	0,11	83	-1,52	0,133	-0,36	0,14	83	-2,64	0,010

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av gjødslingsgrad i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for ingen gjødsling, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom ingen gjødsling og det gjeldende trinnet for variabelen. Sterkt gjødslede enger forekom bare i Rutedatasettet.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,04	0,30	133	-0,14	0,886	-1,23	0,45	133	-2,74	0,007	-0,33	0,26	83	-1,30	0,196	-0,80	0,32	83	-2,50	0,014
log(areal)	0,065	0,028	133	2,34	0,021	0,21	0,04	133	4,88	<0,001	0,07	0,03	83	2,34	0,022	0,16	0,04	83	4,41	<0,001
Svak vs. ingen	-0,10	0,07	133	-1,32	0,190	0,06	0,12	133	0,52	0,606	0,32	0,10	83	3,32	0,001	-0,22	0,13	83	-1,68	0,096
Middels vs. ingen	-0,32	0,13	133	-2,43	0,017	-0,19	0,20	133	-0,93	0,356	0,21	0,10	83	2,12	0,037	-0,18	0,13	83	-1,45	0,150
Sterk vs. ingen											0,03	0,12	83	0,28	0,783	-0,31	0,15	83	-2,03	0,045

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av aktuell bruk i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for ingen aktuell bruk, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom ingen bruk og det gjeldende trinnet for variabelen. Moderat intensivt drevne enger forekom bare i Rutedatasettet.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,18	0,29	133	-0,64	0,522	-1,23	0,42	133	-2,92	0,004	-0,26	0,24	83	-1,07	0,287	-1,00	0,30	83	-3,35	0,001
Log(areal)	0,093	0,03	133	3,31	0,001	0,18	0,04	133	4,24	<0,001	0,07	0,03	83	2,32	0,023	0,16	0,04	83	4,44	<0,001
Svært ekstensiv vs. ingen	-0,14	0,10	133	-1,36	0,177	0,16	0,15	133	1,07	0,286	0,03	0,12	83	0,28	0,781	-0,05	0,15	83	-0,37	0,714
Ekstensiv vs. ingen	-0,27	0,09	133	-2,88	0,005	0,50	0,14	133	3,62	< 0,001	0,14	0,11	83	1,36	0,176	0,26	0,13	83	2,03	0,046
Moderat intensiv vs. ingen											-0,17	0,18	83	-0,91	0,365	-0,20	0,22	83	-0,92	0,359

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av grunnleggende hevdform i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for slått, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom slått og beite.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,20	0,29	134	-0,70	0,483	-1,17	0,43	134	-2,76	0,007	-0,21	0,25	85	-0,85	0,397	-1,00	0,30	85	-3,29	0,001
log(areal)	0,07	0,03	134	2,46	0,015	0,18	0,04	134	4,02	<0,001	0,07	0,03	85	2,34	0,022	0,17	0,04	85	4,56	<0,001
Beite vs. slått	0,27	0,09	134	0,03	0,762	0,32	0,13	134	2,44	0,016	-0,01	0,09	85	-0,12	0,904	0,012	0,11	85	0,11	0,912

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av aktuell hevdform i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for aktuell hevdform beite, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom beite og ingen hevd og beite og slått.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,21	0,32	133	-0,66	0,509	-0,77	0,48	133	-1,60	0,112	-0,13	0,27	84	-0,49	0,629	-0,81	0,33	84	-2,44	0,017
log(areal)	0,07	0,03	133	2,38	0,019	0,17	0,05	133	3,71	<0,001	0,07	0,03	84	2,07	0,041	0,16	0,04	84	4,09	<0,001
Ingen vs. beite	0,20	0,09	133	2,23	0,027	-0,40	0,14	133	-2,94	0,004	-0,09	0,10	84	-0,91	0,365	-0,16	0,13	84	-1,26	0,211
Slått vs. beite	-0,12	0,12	133	-0,97	0,334	-0,19	0,19	133	-1,00	0,318	-0,04	0,18	84	-0,24	0,809	-0,18	0,22	84	-0,80	0,426

Antall rødlistede engplanter og beitemarksopp som funksjon av beitetrykk i Naturbase- og Rutedatasettet. Intercept er verdi for beitetrykk = 0, og parameterestimaterne viser forskjellen mellom ingen beite og det gjeldende trinnet for variabelen.

	Naturbase										Rutedata									
	Engplanter					Beitemarksopp					Engplanter					Beitemarksopp				
	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p	est.	SE	df	t	p
Intercept	-0,28	0,29	132	-0,96	0,337	-1,00	0,43	132	-2,33	0,02	-0,20	0,24	83	-0,82	0,412	-1,00	0,30	83	-3,31	0,001
Log(areal)	0,09	0,030	132	3,07	0,003	0,16	0,05	132	3,55	<0,001	0,07	0,03	83	2,13	0,037	0,16	0,04	83	4,22	<0,001
Beitetrykk 1 vs. 0	-0,12	0,10	132	-1,24	0,217	0,26	0,15	132	1,77	0,080	0,19	0,13	83	1,43	0,158	0,18	0,16	83	1,08	0,283
Beitetrykk 2 vs. 0	-0,17	0,09	132	-1,84	0,068	0,46	0,14	132	3,17	0,002	-0,06	0,11	83	-0,59	0,556	0,16	0,13	83	1,22	0,225
Beitetrykk 3 vs. 0	0,09	0,12	132	0,72	0,470	0,18	0,18	132	1,01	0,312	0,14	0,17	83	0,79	0,432	-0,10	0,22	83	-0,45	0,652

*Antall rødlistearter (engplanter og beitemarksopp kombinert) modellert som funksjon av en kombinasjon av forklaringsvariabler. Modellforenkling og sammenligning av modeller ved hjelp av AIC er brukt.*

<b>Naturbase</b>	<b>est.</b>	<b>SE</b>	<b>df</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
Intercept	-2,141	0,473	133	-4,738	< 0,001
log(areal)	0,179	0,038	133	4,715	< 0,001
kalk	0,291	0,068	133	4,304	< 0,001
aktuell bruksintensitet	0,142	0,062	133	2,269	0,025
<b>Rutedatasettet</b>					
Intercept	-1,636	0,439	84	-3,731	< 0,001
log(areal)	0,167	0,040	84	4,197	< 0,001
kalk	0,253	0,075	84	3,375	0,001
gjengroing	-0,080	0,047	84	-1,701	0,093





*Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.*

*NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.*

*Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.*

ISSN:1504-3312  
ISBN: 978-82-426-2720-9

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Hogskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger