

Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

Vol. 7 Nr. 193 2012

Naturfaglig grunnlag for handlingsplan
naturbeitemark og hagemark

¹Bratli, H., ²Jordal, J-B., ³Norderhaug, A., ³Svalheim, E.
¹NINA, J.B. ²Jordal AS, ³Bioforsk Midt-Norge, Kvithamar

www.bioforsk.no





Hovedkontor/Head office
Frederik A. Dahls vei 20
N-1432 Ås
Tel.: (+47) 40 60 41 00
post@bioforsk.no

Bioforsk Midt-Norge
Kvithamar
7512 Stjørdal
Tel.: (+47) 40 60 41 00
Ann.Norderhaug@bioforsk.no

Tittel/Title:

Naturfaglig grunnlag for handlingsplan naturbeitemark og hagemark

Forfatter(e)/Author(s):

Bratli, H., Jordal, J-B., Norderhaug, A., Svalheim, E.

<i>Dato/Date:</i> 20.12.2012	<i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen	<i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 130131	<i>Saksnr./Archive No.:</i>
<i>Rapport nr./Report No.:</i> 193/2012	<i>ISBN-nr./ISBN-no:</i> 978-82-17-01410-2	<i>Antall sider/Number of pages:</i> 90 sider	<i>Antall vedlegg/Number of appendices:</i> 2 vedlegg

<i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Direktoratet for naturforvaltning	<i>Kontaktperson/Contact person:</i> Lise Hatten
---	---

<i>Stikkord/Keywords:</i> Naturbeitemark, hagemark, faggrunnlag	<i>Fagområde/Field of work:</i> Kulturlandskap
--	---

Sammendrag:

Arealet naturbeitemark har minket sterkt i hele Europa, og i Norge er kulturmarkseng som helhet klassifisert som sårbar (VU). Naturbeitemark og hagemark (tresatt naturbeitemark) har stor betydning for vårt biologiske mangfold og mange andre økosystemtjenester som pollinering og genressurser. I dette faggrunnlaget utdypes deres betydning og status som grunnlag for en eventuell framtidig utvelgelse til utvalgt naturtype. Det gjøres rede for deres historie og de økologiske prosesser som har formet dem, deres artsmangfold og økosystemtjenester. Deres utbredelse og status samt truslene mot dem greies også ut. På dette faglige grunnlag foreslås at 750 lokaliteter med naturbeitemark velges ut og følges opp med skjøtsel, særlig velbegrunnede A-lokaliteter. I tillegg foreslås et spesialutvalg på 150 lokaliteter som skal sørge for å fange opp sjeldne typer og arter. For hagemark foreslås at 200 lokaliteter velges ut, hvorav samtlige velbegrunnede A-lokaliteter inngår.

<i>Land/Country:</i>	Norge
----------------------	-------

Prosjektleder / Project leader


Ann Norderhaug (sign.)

Innhold

Innhold.....	1
Forord.....	2
Sammendrag	3
1. Innledning	5
2. Hva er naturbeitemark og hagemark?	7
2.1 Definisjon av naturbeitemark og hagemark	7
2.1.1 Naturbeitemark og hagemark i Naturtyper i Norge	9
2.1.2 Mange økologiske faktorer - stor variasjon	9
2.1.3 Avgrensing mot andre naturtyper	13
2.2 Historie, bruk og driftsformer.....	20
2.2.1 Åpen beitemark.....	20
2.2.2 Hagemark	24
2.2.3 Beitedyras betydning	26
2.3 Artsmangfold	27
2.3.1 Karplanter	27
2.3.2 Lav	33
2.3.3 Moser	34
2.3.4 Sopp.....	36
2.3.5 Fugl	40
2.3.6 Virvelløse dyr.....	41
2.4 Økosystemtjenester.....	Feil! Bokmerke er ikke definert.
2.4.1 Mat- og virkesproduksjon	46
2.4.2 Viktige genressurser	47
2.4.3 Pollinering	47
2.4.4 Regulerings-tjenester.....	48
2.4.5 Kulturlandskapet	49
3. Utbredelse og status.....	50
3.1 Naturbeitemark og hagemark i Europa	50
3.2 Naturbeitemark og hagemark i Norge	50
3.2.1 Kartleggingsprosjekter og forvaltningsregimer.....	50
3.2.2 Naturbeitemark og hagemark i Naturbase	54
3.2.3 Vurdering av Naturbase	66
3.3 Faglige kriterier for utvalg og prioritering av lokaliteter	67
3.4 Omfang av handlingsplanen (antall lokaliteter)	68
4. Truethetsstatus og trusler	70
4.1 Truethetsstatus	70
4.2 Påvirkningsfaktorer	70
4.2.1 Påvirkning på habitatet	70
4.2.2 Forurensning.....	73
4.2.3 Fremmede arter	75
5. Kilder	77

Forord

19. juni 2009 vedtok Stortinget lov om forvaltning av naturens mangfold, Ot.prp.nr. 52 (2008-2009). Loven trådte i kraft 1. juli 2009. I henhold til naturmangfoldloven skal mangfoldet av naturtyper ivaretas innenfor deres naturlige utbredelsesområde med det artsmangfoldet og de økologiske prosessene som kjennetegner den enkelte naturtype. Økosystemenes funksjoner, struktur og produktivitet skal ivaretas så langt det ansees rimelig. Det er egne bestemmelser i loven om at det skal fastsettes forskrifter om prioriterte arter og utvalgte naturtyper.

Naturbeitemark tilhører våre eldste kulturmarkstyper. Naturbeitemark og hagemark (tresatt naturbeitemark) har et høyt mangfold særlig av karplanter, sopp og virvelløse dyr, og er et viktig levested for et stort antall rødlistede arter. Arealet naturbeitemark har minket sterkt i hele Europa og det gjenstår nå sannsynligvis mindre enn 10 %. I Norge er kulturmarkseng som helhet (inklusive naturbeitemark) klassifisert som sårbar (VU). Våren 2012 ga derfor Direktoratet for naturforvaltning forfatterne av denne rapporten i oppdrag å utforme et faggrunnlag for naturbeitemark og hagemark som grunnlag for en eventuell framtidig utvelgelse til utvalgt naturtype, UN. Denne rapporten utgjør dette faggrunnlaget.

Lise Hatten ved Direktoratet for naturforvaltning takkes for godt samarbeid og konstruktive bidrag.

Ann Norderhaug
Prosjektleder

Sammendrag

Naturbeitemark tilhører våre eldste kulturmarkstyper. Husdyra har påvirket landskapet og vegetasjonen i Norge siden landbruket ble introdusert for ca. 6000 år siden i yngre steinalder.

Definisjonen av naturbeitemark og hagemark i dette faggrunnlaget følger Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0. I NiN er naturbeitemark en undertype av kulturmarkseng. Variasjonen innenfor kulturmarkseng (dvs. naturbeitemark og slåttemark) deles i 13 grunntyper ved hjelp av fire gradienter (økokliner): engflate-engkant, kalkrikhet i jordsmonnet, jordas fuktighetsforhold og om hevdnen har vært slått eller beite. Hagemark er ingen egen naturtype i NiN, men typen defineres som kulturmarkseng med hevdform beite i kombinasjon med tresjikt bestående av store gamle lauvtrær med krondekning 5-50 %. I hagemarker i hevd og med lang kontinuitet er det vanligvis 5-10 trær pr. daa. I tillegg har NiN flere andre økokliner som kan brukes til å beskrive variasjonen innen naturtypene. I rapporten gjennomgås også en rekke naturtyper som er mer eller mindre beslektet med kulturmarkseng. Kulturbruken og utnyttelsen av naturbeitemarkene og hagemarkene i Norge er meget variert. Til sammen blir dette et komplekst mangfold av ulike typer kulturmarkseng.

Naturbeitemark og hagemark har et høyt mangfold av karplanter, sopp og virvelløse dyr, samt et rikt utvalg lav, moser og fugler, og er et viktig levested for et stort antall rødlistede arter. Det er for tiden fem prioriterte arter som kan forekomme i disse naturtypene (karplanten dragehode, insektene dragehodeglansbille og mnemosynesommerfugl og fuglene åkerrikse og hortulan). En rekke arter som hører hjemme i naturtypene har fått - eller får i disse dager - utarbeidet faggrunnlag med sikte på å bli prioriterte arter, dette gjelder 31 arter (13 karplanter, 6 sopp, 1 fugl og 11 virvelløse dyr av gruppene nebbmunner, sommerfugler og veps). Videre regner en at omtrent 85 rødlistede karplanter, 121 rødlistede sopper, ca. 30 rødlistede moser, ca. 25 rødlistede fugler og 380 rødlistede virvelløse dyr har tilhold i naturbeitemark og hagemark. Dette blir totalt 600-650 rødlistearter, litt avhengig av hvordan man vurderer artenes tilknytning til habitatene som omhandles her. Til sammen 12 rødlistede arter tilknyttet naturbeitemark omfattes av forskrift om fredning av truede arter fastsatt ved kgl. res 21.12.2001.

Naturbeitemark og hagemark er verdifulle innslag i kulturlandskapet. De representerer økonomiske verdier gjennom bl.a. matproduksjon og uttak av ved og trevirke. Beiteressursene i utmarka utnyttes i dag av mer enn to millioner husdyr, men det er beitegrunnlag for flere. Naturbeitemarkene er også viktige for bevaring av genressurser, for opprettholdelse av pollinering og for flere regulerende og støttende økosystemtjenester. Ikke alle økosystemtjenestene kan vurderes økonomisk, som for eksempel estetiske opplevelser, rekreasjon og helse, men i bl.a. turismesammenheng kan slike kulturelle økosystemtjenester likevel representere store økonomiske verdier.

Arealet naturbeitemark har minket sterkt i hele Europa. I Norge er kulturmarkseng dvs. naturbeite og slåttemark som helhet, klassifisert som sårbar (VU). I tillegg viser Naturindeks for Norge 2010 at tilstanden for biologisk mangfold i naturbeitemark og slåttemark raskt reduseres. Naturbeitemark og hagemark har høy konsentrasjon av rødlistede arter. De vil bli sterkere truet hvis naturbeitemarkarealet reduseres eller forringes ytterligere. Dette er bakgrunnen for at naturbeitemark og hagemark bør vurderes som utvalgte naturtyper.

I Naturbase var det totalt 5110 lokaliteter med naturbeitemark den 25.01.2012. Av disse hadde 953 verdi A, 2406 verdi B og 1751 verdi C. Det samlede arealet utgjorde 255066 daa, hvorav 80342 daa hadde verdi A, 118415 daa hadde verdi B og 56308 daa hadde verdi C. Det er stor fylkesvis variasjon både i antall lokaliteter og areal. De fleste lokalitetene ligger i Oppland fylke, fulgt av Møre og Romsdal. Også fylkene Akershus, Hedmark, Buskerud, Hordaland, Sogn og Fjordane og Sør-Trøndelag har mange lokaliteter.

Til sammen 820 lokaliteter med hagemark lå i Naturbase 25.01.2012. Av disse hadde 137 verdi A, 433 verdi B og 250 verdi C. Det samlede arealet utgjorde 34203 daa, hvorav 10127 daa hadde verdi A, 17878 daa hadde verdi B og 6198 daa hadde verdi C. Også for hagemark var det stor fylkesvis variasjon både i antall lokaliteter og areal. De fleste lokalitetene lå i Oppland fylke, fulgt av Sogn og Fjordane, Akershus og Hordaland, og generelt er det nedgang mot nord. De gamle typene kalkrike enger og fuktenger er også gjennomgått uten at det er lagt så stor vekt på disse. Deres status må avklares hovedsakelig gjennom supplerende feltarbeid.

Gjennomgangen av Naturbase viser at det er stor variasjon både av antall og areal av naturbeitemark mellom fylker. Dette skyldes bl.a. følgende forhold: 1) forskjell i kartleggingsinnsats, kartleggingspraksis og prioritering av naturtyper, 2) omfang og type husdyrhold i fylket, 3) forskjeller i naturgrunnet, 4) forskjeller i arts mangfoldet, og 5) ulik størrelse på fylkene. Det er imidlertid også tydelig at Oppland og Møre og Romsdal er viktige fylker med hensyn til naturbeitemark. Også Hordaland, Sogn og Fjordane og Sør-Trøndelag har mange lokaliteter med verdi A. Det er en generell tendens at artsrikdommen i beitemarkene er høyest i sørlige deler av landet. For hagemark er det også stor fylkesvis variasjon i antall lokaliteter og areal. De viktigste fylkene ligger her på Vestlandet og Østlandet. For planen som helhet vil følgende områder være særlig viktige:

- strekningen indre Oslofjord-Trondheim med nærliggende dalstrøk, særlig Gudbrandsdalen
- ytre og midtre deler av Vestlandet
- Nordlands-kysten

Ut fra gjennomgangen av naturbase er det tydelig at det fortsatt er et kartleggingsbehov. Man må likevel anta at de viktigste lokalitetene i landet befinner seg blant de kartlagte A-lokalitetene. For en del av de allerede kartlagte lokalitetene er det et behov for kvalitetssikring.

I faggrunnet foreslås at 750 lokaliteter med naturbeitemark velges ut og følges opp med skjøtsel, særlig velbegrunnede A-lokaliteter. I tillegg foreslås et spesialutvalg på 150 lokaliteter som skal sørge for å fange opp sjeldne typer og arter, slik at det samlede antallet blir 900.

For hagemark foreslås at 200 lokaliteter velges ut, hvorav samtlige velbegrunnede A-lokaliteter inngår. A- og B-lokaliteter med naturbeitemark og hagemark innen Utvalgte kulturlandskap og stjerneområder, bør også inngå i utvalget.

1. Innledning

Naturbeitemark er en av våre eldste kulturmarkstyper (Norderhaug et al. 1999) og i tillegg en av våre mest artsrike naturtyper (Kull & Zobel 1991, Austrheim et al. 1999, Bruteig et al. 2003, Bratli et al. 2011). Naturbeitemark i Norge har sannsynligvis oppstått fra skogsmark og fra naturlig åpne naturtyper gjennom lang tid med ekstensivt beite. Artssammensetningen er derfor karakterisert av arter som naturlig forekommer i området og varierer etter markas innhold av kalkinnhold, næringsstoffer, fuktighet og beitereregimer. I tillegg er det en stor regional variasjon knyttet til klimatiske forskjeller. Hevden spiller en viktig rolle for artssammensetningen, dvs. hvilke dyreslag som beiter, beitetrykk, tidspunktet for beiting og beitehistorikk. Hagemark defineres som tresatt naturbeitemark. I hagemark har treslagsammensetning, alder på trær og regional variasjon stor betydning. Forekomst av styingstrær er karakteristisk for mange hagemarker.

Naturbeitemark og slåttemark er nærbeslektede naturtyper som til sammen utgjør kulturmarkseng (se Naturtyper i Norge, NiN, Halvorsen et al. 2009a). Til forskjell fra kunstmarkseng/kulturbete er naturbeitemark og annen kulturmarkseng ikke, eller i bare liten grad, gjødslet, og ikke pløyd og tilsådd.

Naturbeitemark finnes i Norge i dag først og fremst i utmark. Utnyttelsen av utmark til husdyrbeite var sterkere inntil for 50-60 år siden og naturbeitemark er en naturtype i sterk tilbakegang. Arealet naturbeitemark har minnet sterkt i hele Europa og sannsynligvis gjenstår nå mindre enn 10 % (Bernes 1993, Stanners & Bourdeau 1995). I Norge er kulturmarkseng, dvs. naturbete og slåttemark som helhet, klassifisert som sårbar (VU) (Lindgaard & Henriksen 2011). I tillegg viser Naturindeks for Norge 2010 (Nybø 2010) at tilstanden for biologisk mangfold i naturbeitemark og slåttemark raskt reduseres. Naturbeitemark har høy konsentrasjon av rødlistede arter (Bratli et al. 2011) særlig av insekter, karplanter og sopp, som blir sterkere truet hvis naturbeitemarksarealet reduseres eller forringes ytterligere. Naturtypen har særlig betydning for beitemarksopp og blant disse er 105 arter rødlistet. Hagemark, særlig typer med gamle edellauvtrær, har stor betydning for rødlistede lav- og sopparter (Sverdrup-Thygeson et al. 2011b). Naturtypene er også viktige levesteder for flere prioriterte arter etter naturmangfoldloven.

Tap av biologisk mangfold sees som et av de største miljøproblemene i dag. FN-rapporten «The Millenium Ecosystem Assessment» (Millenium Ecosystem Assessment 2005) hevder at menneskeskapte endringer i økosystemene de siste 50 årene har gått raskere enn i noen annen periode i menneskets historie. Mål om ivaretagelse av biologisk mangfold er nedfelt i flere sammenhenger. Internasjonalt gjelder dette først og fremst i konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), som Norge har sluttet seg til. På partsmøte i Nagoya 2010 ble landene enige om en visjon for 2050 om å leve i harmoni med naturen og en ny strategisk plan for 2010 ble vedtatt for å styrke denne. Her inngår mål om å klarlegge årsakene til tap av biologisk mangfold, redusere presset på biologisk mangfold og forbedre statusen til biologisk mangfold. Gjennom CBD har vi også forpliktet oss til å respektere, ta vare på, beskytte og opprettholde tradisjonskunnskap om bruk av natur.

Norge har som mål å stanse tapet av naturmangfold, dette er blant annet nedfelt i St.meld. 26 (2006-2007) Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand (Anonym 2007c). For kulturlandskap gjelder mål under resultatområdet naturens mangfold og friluftsliv. Her heter det at *"I truede naturtyper skal inngrep unngås, og i hensynskrevende naturtyper skal viktige økologiske funksjoner opprettholdes. Kulturlandskapet skal forvaltes slik at kulturhistoriske og estetiske verdier, opplevelsesverdier, biologisk mangfold og tilgjengelighet opprettholdes"*.

I miljøverndepartementets proposisjon 1S 2011-2012 til Stortinget (Anonym 2012), er det et nasjonalt mål at: *"Mangfaldet av naturtyper i kulturlandskapet skal takast vare på eller gjenopprettast innanfor sitt naturlege utbreiingsområde, og slik at alle arter førekjem i levedyktige bestander. Det genetiske mangfaldet og viktige økologiske funksjonar og tenester skal takast vare på. Dei mest truga naturtypene i kulturlandskapet skal ha status som utvalde naturtyper"*.

Arbeidet med å ivareta utsatte naturtyper er knyttet til naturmangfoldlovens § 4 om forvaltningsmål for naturtyper og økosystemer. Blant virkemidlene for å nå dette målet er utpeking av utvalgte naturtyper, som er hjemlet i § 52 i naturmangfoldloven. Dette er bakgrunnen for utarbeidelsen av dette faggrunnlaget for handlingsplan for naturbeitemark og hagemark. Hensikten med rapporten er å gi en naturfaglig beskrivelse av naturtypene for å bidra til å bevare dem og deres store artsmangfold. Rapporten kan senere benyttes som grunnlag for å vurdere om de oppfyller kravene i naturmangfoldlovens § 52 for å bli utpekt som utvalgt naturtype.



Figur 1. Seterflytting med melkekyr, Møre og Romsdal, Sunndal, Grøvudalen. Storføbeitinga i seterdalene har ofte gått kraftig ned de siste 50 årene, mens sauebeitinga har økt mange steder. Foto: John Bjarne Jordal.

2. Hva er naturbeitemark og hagemark?

2.1 Definisjon av naturbeitemark og hagemark

Naturbeitemark er åpen grasmark formet av langvarig hevd i form av husdyrbeite, og hagemark er tresatt naturbeitemark. Trærne i hagemarka står spredt.

I DN-håndbok 13 (Anonym 2007b) er naturbeitemark beskrevet som:

"Ikke tresatt beitemark med lang hevd som har vært lite/ikke gjødslet eller jordbearbeidet". Videre står det at: "Floristisk står beitemark nær slåttemark og Fremstad (1997) skiller ikke ut naturbeitemark som egen vegetasjonstype. Beitemark er imidlertid generelt mer grasdominert enn slåttemark".

Hagemark er i DN-håndbok 13 beskrevet slik: *"Hagemark eller havnehager er ugjødslet eller lite gjødslet beitemark med tre- og/eller busksjikt. Feltsjiktet blir utnyttet til beite. Trær og busker står derfor ikke så tett. Trær og busker i hagemark blir gjerne utnyttet bl.a. til ved. Trærne kan også styves (lauves) dvs. at topper og greiner blir kuttet av til husdyrfôr eller til garving, men denne bruken har i dag stort sett opphørt".* Hagemark inkluderte opprinnelig også lauveng, men disse typene ble skilt fra hverandre i revidert håndbok 13.

Naturtyper i Norge (NiN, se Halvorsen et al. 2009a) deler de norske naturtypene i kunstmark (typisk eksempel: fulldyrket mark), kulturmark (typisk eksempel: naturbeitemark og slåttemark) og naturmark (typisk eksempel: svakt beitepåvirket skog eller fjell) basert på det som kalles grunnleggende hevdintensitet (styrken av kulturpåvirkningen som formet naturtypen). Dette er en gradient (økolin) som har seks trinn, der trinn tre beskriver naturtyper i kulturmark. En rekke naturtyper påvirkes mer eller mindre av beiting og det er gradvise overganger mellom naturbeitemark og mange andre typer. Beitepåvirket naturmark, som svakt beitepåvirket skog, karakteriseres ved "grunnleggende hevdintensitet" trinn to, mens "grunnleggende hevdintensitet" trinn fire karakteriserer kunstmark med moderat intensiv hevd (f.eks. gjødslet innmarksbeite). Kulturmarkseng som helhet er definert på grunnlag av trinn 3 - langvarig ekstensiv grunnleggende hevd.

I NiN føres naturbeitemark under kulturmarkseng, som defineres slik: *"Kulturmarkseng omfatter engpregete, åpne eller tresatte økosystemer som er formet gjennom ekstensiv ("tradisjonell") hevd (beite og slått, eventuelt også avsviing) gjennom lang tid, ofte hundrer av år. Marka i kulturmarkseng kan være ryddet for stein, men den er ikke pløyd. Artssammensetningen i kulturmarkseng indikerer at fôr- og matvekster ikke er tilsådd, og at arealene ikke har vært gjødslet eller sprøytet. Kulturmarksenger kan huse et stort mangfold av arter fra mange organismegrupper, særlig karplanter, sopp og insekter."*

I NiN skiller gradienten "grunnleggende hevdform" mellom 1. slått, 2. beiting og 3. avsviing. I begrepet *grunnleggende* ligger at dette er noe som har foregått gjennom lang tid og derved har formet naturtypen. Naturbeitemark består av kulturmarksenger formet av lang tids beiting, til forskjell fra slåttemark som er formet av lang tids slått, oftest i kombinasjon med høst- og vårbeiting.

I NiN 1.0 behandles slåttemark og naturbeitemark som undertyper av kulturmarkseng. I typiske utforminger av slåtte- og beitemark er forskjellene gjerne tydelige, men i en del tilfeller kan det være vanskelig å avgjøre om man står overfor en slåtteeng eller naturbeitemark. Dette er håndtert ved følgende inndeling: 1) Arealenheter som lar seg

identifisere som slåttemark, 2) Arealenheter som lar seg identifisere som beitemark, 3) Arealenheter som ikke lar seg karakterisere med hensyn til grunnleggende hevdform. Typifisering til grunn-undertype, dvs. formet av slått eller beite, skal gjennomføres så sant det er mulig, men om dette ikke lar seg gjøre, skal usikkerheten indikeres ved at grunn-undertype ikke blir angitt (Halvorsen et al. 2009b).

Hagemark slik den er definert i DN-håndbok 13 er ikke en egen naturtype i NiN 1.0, men framkommer som kulturmarkseng med grunnleggende hevdform beite, sammen med beskrivelser av tre- og busksjiktet. NiN skiller ikke tydelig mellom tresjikt som en varig og integrert del av kulturmarksenga slik som i hagemark, og suksesjonstrinn i gjengroende naturbeitemark eller tilplantede beitemarker. Tilstandsøkningen tresjiktstetthet beskriver tettheten til tresjiktet og objektinnhold benyttes til å beskrive eventuell forekomst av styvingstrær (betegnelse i NiN: KS-8). Dominansforhold beskriver arter eller artsgrupper i tresjiktet. Tresjiktet i hagemark består av lauvtrær, noen ganger også av furu eller med innslag av gran. Det kan også være et busksjikt av f.eks. einer. Hagemarkene har samme feltsjiktsvegetasjon som de åpne beitemarkene, men med innslag av skyggetålende arter.

I dette faggrunlaget følger definisjonen av naturbeitemark beskrivelsessystemet Naturtyper i Norge (NiN 1.0, Halvorsen et al. 2009a). Naturbeitemark er kulturmarkseng med grunnleggende hevdform beite. Hagemark definerer vi som tresatt naturbeitemark med kronedekning mellom 5 og 50 % (tresjiktstetthet trinn 4-6). Tresjiktet består av lauvtrær og trærne kan være styvete, men trenger ikke å være det. I hagemarker i hevd og med lang kontinuitet er det vanligvis 5-10 trær pr. daa.



Figur 2. Kalkrik naturbeitemark på marmor, Hordaland, Austevoll, Liltakalsøy. Slike lokaliteter er sjeldne i store deler av landet, og har ofte et stort arts mangfold. Foto: John Bjarne Jordal.

2.1.1 Naturbeitemark og hagemark i Naturtyper i Norge

I NiN er kulturmarkseng delt i ni grunn typer i åpen eng og fire engkanttyper (**Figur 3**). I NiN anses forskjellen mellom slåtte og beite av underordnet betydning for å forklare variasjonen i kulturmarkseng, slik at slåtte- og beitemark skiller lag først på grunn-undertype-nivå. Det er ni beitemarks-grunnundertyper i åpen eng i tillegg til fire kanttyper.

		økoklin 1 Engflate-engkant (EE)			
		1 engflate			2 engkant
		økoklin 2 Vannmetning: Vannmetning av marka (VM-A)			økoklin 2
		A1 veldrenert mark	A2 fuktmark	AX2 våteng	A1 veldrenert mark A2 fuktmark
økoklin 3 Kalkinnhold (KA)	6 kalkmark	4.2 kalk-beiteeng	8.2 kalk-beitefukteng	9.2 beitevåteng	13 kulturmarks-kalkkant
	5 kalkrik	3.2 lågurt-beiteeng	7.2 lågurt-beitefukteng		12 lågurt-kulturmarkskant
	4 intermediaær	2.2 svak lågurt-beiteeng	6.2 svak lågurt-beitefukteng		11 svak lågurt-kulturmarkskant
	3 moderat kalkfattig	1.2 beiterye	5.2 beitefuktrye		10 fattig kulturmarkskant

Figur 3. Inndeling av natursystem-hovudtypen kulturmarkseng etter i NiN-systemet, modifisert etter (Halvorsen et al. 2009a), bare grunnundertyper med beiting som grunnleggende hevd vises. Videre inndeling i undertyper ved hjelp av grunnleggende hevdform er markert ved ufullstendig deling av grunntypeboksene og undertypenavn i lysere skrift.

2.1.2 Mange økologiske faktorer - stor variasjon

Nedenfor omtales først de tre grunnleggende økologiske gradientene (kalt basisøkokliner i NiN 1.0) som benyttes til å dele inn kulturmarkseng, samt grunnleggende hevdform som brukes til å skille slåtte- og beitemark på undertypenivå. Deretter kommer omtale av andre basisøkokliner som også kan ha viktig betydning, tilstandsøkokliner, dominansforhold i tresjiktet og regional variasjon. Som beskrevet tidligere beskriver økoklinen grunnleggende hevdintensitet skillet mellom naturmark, kulturmark og kunstmark i NiN 1.0, og denne økoklinen omtales ikke her. Imidlertid er variasjonen den forårsaker av stor betydning for å trekke grenser mellom naturbeitemark og mange andre naturtyper.

2.1.2.1 Gradienter som brukes i inndelingen

Gradienten Engflate-engkant (EE) deler kulturmarkseng i *engkant* og *engflate*. Engkanter kan ha vært mindre utsatt for gjødsling og jordarbeiding enn engflater og dermed ha en bedre kontinuitet. Kantene grenser til berg og skog og typisk er større innslag av skogsarter enn i åpen eng. De fleste kanter ble tradisjonelt slått og i NiN-inndelingen er det ikke inkludert kant-undertype med beite. Vi har likevel valgt å beholde engkanter under naturbeitemark.

Økoklinen Vannmetning av marka (VM-A) deler kulturmarksengene i tre grupper: *veldrenert mark*, *fuktmark* og *våteng*. Økoklinen beskriver artenes tilgang på vann og er derfor en av de viktigste økoklinene. Naturbeitemark omfatter alle tre trinnene, mens hagemark er mest typisk på veldrenert mark.

Kalkinnhold (KA) deler kulturmarkseng i trinnene *kalkmark*, *kalkrik*, *intermediær* og *moderat kalkfattig*. Økoklinen er en av de viktigste for vegetasjon og uttrykker variasjonen i pH og viktige mineralnæringsstoffer som blant annet kalium, natrium, kalsium og magnesium, altså ikke bare innhold av kalsium. Innholdet av nitrogen i jord følger også ofte kalsium, mens innholdet av fosfor ofte avtar med kalsium, siden fosfat da blir sterkere bundet.

Økoklinen Grunnleggende hevdform (HF) deler de ulike natursystemgrunntypene innenfor kulturmarksengene i to undertyper: *slåtteeng* og *beiteeng*. Slått og beite har forskjellig innvirkning på plantene. Vegetasjonen blir derfor litt forskjellig i beite- og slåttemark. En generell forskjell er at slåtteeng vanligvis er mer urterik, mens beiteeng er mer grasdominert. Slått og beiting fjerner en større eller mindre del av planteproduksjonen. Ved beiting blir noe av næringen tilbakeført i form av gjødsel og urin fra beitedyr, mens en ved slått fjerner en større del av produksjonen og næringen. Beitedyra er selektive og arter kan bli stående igjen, mens slått fjerner alle arter, også oppslag av busker og småtrær. Siden beitedyr foretrekker enkelte plantearter framfor andre, kan de artene som ikke beites bli ett dominerende innslag i beitemarksvegetasjonen. Beitedyrene unngår bl.a. gras og urter som har utviklet beiteresistens i form av pigger, spisse, seige eller stive stengler og blad og i form av bitterstoff eller gift (tistelarter, einer, rosearter, bittersøte, sølvbunke, soleier). Slått favoriserer smakfulle og attraktive plantearter, som for eksempel orkidéer som kan bli selektivt nedbeitet av sau. Både slått og beiting fører til økt mengde av arter med lavt vekstpunkt og god evne til gjenvekst etter høsting.

2.1.2.2 Andre økologiske gradienter

Uttørkingsfare (UF) uttrykker variasjon i vanntilgang relatert til topografi og jord-dybde. Sammen med vannmetning av marka beskriver denne økoklinen tilgangen på vann. De mest aktuelle trinnene for uttørkingsfare er *frisk* og *moderat tørkeutsatt*, da svært tørkeutsatt jord er så lite produktiv at den oftest ikke egner seg til beite. Imidlertid vil det flekkvis være arealer som er svært tørkeutsatt i beiter og de tørreste engene i kontinentale områder kan trolig karakteriseres som svært tørkeutsatt.

Generelt har naturbeitemark høy innstråling. Økoklinen Innstråling (IS) med trinnene *moderat solinnstråling* og *høy solinnstråling* har betydning for fordelingen av skygge- og lyselskende planter, og vil være litt forskjellig for naturbeitemark og hagemark. Kombinasjonen av himmelretning og helning medfører at solvendte, tørre beiter karakteriseres av tørketolerante arter, som for eksempel i tørrenger i Gudbrandsdalen, mens skyggesiden gjerne er friskere og derfor har en annen artssammensetning. Høy solinnstråling er trolig til ulempe for vekst og formering av de fleste beitemarkssoppene, siden det ofte medfører større uttørkingsfare. En lignende respons finnes hos mange karplanter og moser, mens en rekke virvelløse dyr er varmekrevende og begunstiges av høy

solinnstråling. Det samme gjelder også en del karplanter, ofte ettårige eller vinterannuelle og en del lav.

Økoklinen Kornstørrelse (KO) deles i ni trinn fra leirdominert til blokkdominert og fast fjell. I tillegg finnes seks spesialtilfeller som omfatter bl.a. skjellsand, moreneleire og usortert skredmateriale. Både kornstørrelse og spesialtilfellene kan ha en betydelig innvirkning på artsmangfoldet. Mange arter av både karplanter, moser, lav og sopp har preferanser som medfører at de bare forekommer i noen få av de aktuelle trinnene.

Ras- og skredhyppighet (RS) kan påvirke stabiliteten i jordsmonnet. Et ustabilt jordsmonn som blir forstyrret fra tid til annen er noe beitemarkssoppene og kanskje en del engplanter tåler dårlig. Noen arter trives derfor best ved økoklintrinnene "ikke skredutsatt"/"ikke snørasutsatt". Derimot skaper hyppige årlige snøras engsamfunn (snørasenger) som ofte er artsrike på karplanter, og som dessuten er viktige habitater for en rekke sjeldne og truede virvelløse dyr. Ved at slike enger i tillegg beites noe, motvirkes suksesjonen i retning busker og skog, slik at arealenes engsamfunn stabiliseres på et høyere nivå. Særlig Vestlandet har en del viktige lokaliteter av snørasenger som også beites.

I fjellskog og snaufjell kan snødekket ha innvirkning. Effektene av dette er delt i to økokliner. Trinnene til økoklinen snødekestabilitet (SS) er leside, snøbeskyttet hei og avblåst rabbe. Snødekebetinget vekstsesongreduksjon (SV) har trinnene moderat snøleie, seint snøleie og ekstremsnøleie. Her trives mange engarter best i moderat snøleie (og i overganger mot leside) med engvegetasjon. Over skoggrensa finnes en del beitede snøleiesamfunn med engpreg som kan være artsrike på bl.a. karplanter, særlig på kalkrik grunn. Flere av disse har karakter av naturbeitemark.

2.1.2.3 Variasjon som skyldes ulik bruk og tilstand

Variasjon i bruk og tilstand beskrives i NiN ved hjelp av tilstandsøkokliner. Tilstandsøkoklinene for kulturmarkseng er videreutviklet fra NiN versjon 1 (se Halvorsen et al. 2011, Bratli et al. 2011, Norderhaug et al. 2012) og det vises til disse for full beskrivelse. De viktigste er vist i **Tabell 1**. Aktuell bruksintensitet (BI), aktuell bruksform (BU) og gjengroing (GG) er de viktigste tilstandsøkoklinene i naturbeitemark.

Aktuell bruksintensitet er delt i 6 trinn der trinn 1-3 er mest aktuelle i naturbeitemark: 1 - ikke i bruk, 2 - svært ekstensiv aktuell bruk, 3 - ekstensiv aktuell bruk. Trinn 1-2 medfører gjengroing, mens trinn 3 holder kulturmarkenga i hevd over tid.

Gjengroing (GG) er en suksesjonsvariabel som ikke er operasjonalisert i NiN versjon 1.0. Økoklinene har 5 trinn, men trinn 5 er uaktuelt, da det beskriver tilstand i naturmark. Trinnene karakteriseres ved hjelp av artssammensetning og forekomst/fravær av busker eller trær. Dekning av døde planterester beskriver også gjengroing, da det i beiter med for lavt beitetrykk akkumuleres dødt plantemateriale. Dette gir både en gjødslingseffekt og hindrer spire- og vekstvilkår for en del konkurransesvake arter.

Mange engarter finnes helst i gjengroingstilstanden i bruk, og delvis i brakkleggingsfasen, men i mindre grad i tidlig og sein gjenvekstsuksesjonsfase. Beitemarkssoppene synes å foretrekke et godt mosedekke i bunnen, som gjerne følger av god hevd og perioder med kort feltsjikt. Når plantene blir kuttet, vil det komme mye lys ned i bunnsjiktet slik at mosene kan vokse. Typisk er derfor høy dekning av lyskrevende mosearter, særlig engkransmose *Rhytidiadelphus squarrosus*. For en rekke arter av virvelløse dyr er det ugunstig at vegetasjonen er nedbeitet og kort. Mange arter lever på/i - eller henter næring fra - overjordiske deler av karplanter som blad, stengler og blomster, og for disse vil det være en fordel med en intermediær hevd som tillater et variert vegetasjonssjikt med en

del utvokste og blomstrende planter, men som likevel er tilstrekkelig til å hindre gjengroing på lengre sikt.

Tabell 1. Tilstandsøkokliner (gradienter i bruk og tilstand) i Naturtyper i Norge (NiN) som er aktuelle i naturbeitemark og hagemark.

Tilstandsvariabel	Kode	Trinndeling
Aktuell bruksintensitet	BI	Deles i 6 trinn, hvor trinn 3 beskriver tradisjonell ekstensiv bruk.
Aktuell bruksform	BF	Flere enkeltvariabler som til sammen gir en bruksprofil.
Beitetrykk	BF2x1	Deles i 5 trinn
Beitedyr	BF-2x2	Avkryssing av dyreslag
Gjødslingsintensitet	BF-4x	Deles i 4 trinn
Sprøyting	BF-5	Binær
Avsviing	BF-6	Binær
Manuell rydding	BF-7	Binær
Gjengroingstilstand	GG	Deles i 5 trinn
Dekning døde planterester	DP	6 trinn
Aktuell tresjiktstetthet	TT	10 trinn
Opprinnelig tresjiktstetthet	TP	10 trinn
Buskjiktstetthet	BT	10 trinn

Aktuell bruksform (BF) er en sammensatt variabel som består av flere enkeltvariabler (se **Tabell 1**). Av disse er særlig beitetrykk, dyreslag, gjødslingsintensitet og manuell rydding viktige. For lavt beitetrykk er negativt da det medfører gjengroing. For sterkt beite er også negativt fordi vegetasjonen snaugnages, tråkkes i stykker og blir artsfattig, og fordi man kan få erosjonsskader, jordkomprimering og flekkvis omfattende gjødslingseffekter. Tilleggsfôring bidrar til økt gjødsling og kan bidra til at uønskede arter spres inn i enga. Tidspunktet for beiting og dyreslag er også viktig og må tilpasses vegetasjonen i den enkelte lokalitet. Beiting i blomstringsperioden for sjeldne arter kan for eksempel være uheldig.

Tresjiktstetthet (TT) blir delt i 10 trinn. Økoklinen er aktuell både for å karakterisere et varig innslag av trær, som spredte gamle trær og styvingstrær eller hagemark, men uttrykker også suksessjon fra åpen eng til skogdekt eng i gjengroende beiter. I NiN finnes også en tilstandsøkoklinen sjikting, blant annet med trinn 1) åpen mark uten trær eller busker og 2) åpen mark med busksjikt. Einerbuskmarker er typiske i kulturlandskapet. Hvis eineren ikke blir ryddet vil enga gradvis vokse igjen til tette einerkratt, og engvegetasjonen vil etter hvert forsvinne.

2.1.2.4 Dominerende treslag

NiN 1.0 har også et system for å beskrive dominerende tre- og buskslag. Her fanger inndelingen "dominans av enkeltarter" opp alle relevante tre- og buskslag med unntak av einer, som bør innføres i NiN. Dominansforhold kan også beskrives med sammenslåing av treslag til grupper, som lauvtrær, bartrær, eventuelt stedegne edellauvtrær, stedegne boreale lauvtrær. Ved økende tresetting er treslag viktig for bl.a. beitemarkssoppene. Treslag med ektomykorrhiza (f.eks. bjørk, gråor, selje, eik, furu, gran) medfører at skogsopper tar en del av plassen i marka, og rundt slike trær finner man ofte lite beitemarkssopp. Rundt trær og busker uten ektomykorrhiza (f.eks. alm, ask, hegg, rogn, einer) blir trolig virkningen på beitemarkssoppene mindre. Næringsbalansen i jorda kan forandres av treinnslaget.

2.1.2.5 Kulturspor og kulturminner (objektinnhold).

Med objektinnhold menes bl.a. kulturspor som styvingstrær eller annet kulturspor på trær, og kulturminner som steingjerder, rydningsrøyser m.m. Noen slike objekter er relevante som substrat for biologisk mangfold, og i denne handlingsplanen gjelder det kanskje særlig gamle edellauvtrær og styvingstrær. Mangfold knyttet til slike trær er kort beskrevet under organismegruppene lav og moser, jf. Jordal & Bratli (2012). Kulturspor og kulturminner har også betydning gjennom at de kan fortelle om områdets historie.

2.1.2.6 Regional variasjon i klima og vegetasjon

Moen (1998) gjennomgår sammenhengene mellom klima og vegetasjon i Norge. Regional variasjon blir delt i to hovedtyper. Vegetasjonssoner spenner fra boreonemoral (BN), via de tre boreale sonene, sørboreal (Sb), mellomboreal (Mb) og nordboreal (Nb) til lavalpin (LA). Soneinndelingen beskriver en temperaturrelatert gradient fra sør til nord og økende høyde over havet. Langs oseanitet-kontinentalitets-gradienten deles regional variasjon opp i fem vegetasjonsseksjoner: sterkt oseanisk seksjon (O3), klart oseanisk seksjon (O2), svakt oseanisk seksjon (O1), overgangsseksjon (OC) og svakt kontinental sone (C1). O3 deles i to: O3t (termisk underseksjon), som er de varmeste og minst frostutsatte delene av Vestlandskysten, mens O3h (humid underseksjon) utgjør resten av O3. Vegetasjonssoner og vegetasjonsseksjoner kan også kombineres til vegetasjonsgeografiske regioner (Moen 1998). Til sammen beskriver dette systemet sammenhengene mellom klimaet og vegetasjonen i Norge. Den samlede variasjonen i Norge er svært stor, og naturbeitemark finnes innenfor en stor del av denne variasjonsbredden, noe som gjenspeiles i naturbeitemarkenes vegetasjon og artssammensetning.

2.1.3 Avgrensing mot andre naturtyper

Mange ulike naturtyper innen naturmark utnyttes i varierende grad til beite av husdyr som går fritt i utmark. Av den grunn er det gradvise overganger mellom naturbeitemark og en rekke andre naturtyper, inkludert intensivt drevet eng og slåttemark. De viktigste naturtypene er nevnt nedenfor. I det videre arbeidet med oppfølging av handlingsplanen, revisjon av DN-håndbok 13 og NiN bør kriterier for å identifisere og skille typene videreutvikles.

2.1.3.1 Slåttemark

Slåttemark tilhører samme natursystem-hovedtype (T4 kulturmarkseng) som naturbeitemark. Skillet går på grunnleggende hevdform, om den er slått eller beitet (se 2.1.2.1). De fleste slåttemarkar har imidlertid også vært beitet om høsten, i mange tilfeller også om våren. Slåttemarker er dermed også i noen grad formet av beiting som prosess. I tillegg har hevdformene ofte variert, særlig i nyere tid hvor det har vært en utvikling mot mindre slått og av og til mer beite på udyrka mark. Enklest er det å skille mellom slåttemark og beitemark hvis man kjenner driftshistorien, se **Figur 4** og **Figur 5**.

2.1.3.2 Lauveng

Lauveng er en naturtype i DN-håndbok 13 (Anonym 2007b), men ikke i NiN 1.0. Lauveng er kulturmarkseng som slås, og som har et tresjikt, vanligvis av styvingstrær. Lauveng skilles fra hagemark etter hevdform. Tresjiktet er vanligvis mindre tett enn i hagemark, med 10-50 % kronedekning. Lauveng inngår i handlingsplanen for slåttemark. I dag er slåtten opphørt for lenge siden i de fleste lauvenger. De er da gjerne gått over til hagemark som beites, og vil omfattes av tiltak som rettes mot hagemarker.



Figur 4. I motsetning til naturbeitemark er slåttemark gjerne rydda for stein, og har en jevnere overflatestruktur. Plantene fordeler seg jevnt og engene har forekomst av arter med lave vekstpunkt. Gamle slåtteenger har ofte forekomst av orkideer, slik som her på Bergerud i Flesberg hvor det er mye brudespore *Gymnadenia conopsea*. Foto: Ellen Svalheim, juni 2013.



Figur 5. Gamle naturbeitemarker som tidligere har vært slåttemarker, fra indre fjordstrøk på Vestlandet. Rogaland, Hjelmeland, Troldatysdal. Foto: John Bjarne Jordal.

2.1.3.3 Høstingsskog

Høstingsskog er en naturtype i DN-håndbok 13 (Anonym 2007b), men ikke i NiN 1.0. Sentralt for definisjonen er ansamlinger av styvingstrær eller andre spor etter utnytting av tresjiktet. I NiN oversettes dette som fastmarksskogsmark med objektinnhold styvingstrær og trær med kulturspor. Høstingsskog skilles fra hagemark ved at høstingsskogen ligger i naturmarka, mens hagemarka er tresatt kulturmarkseng. Det utarbeides for tiden et faggrunnlag for høstingsskog.

2.1.3.4 Åker og kunstmarkseng

Gjødslet og intensivt drevet grasmark blir i NiN 1.0 skilt ut som natursystem-hovedtype T3 "åker og kunstmarkseng", som er karakterisert av moderat til svært intensiv grunnleggende hevd (trinn 4-6 i økoklinen grunnleggende hevdintensitet), dvs. pløying og gjødsling. Mest lik naturbeitemark er kulturbeiter som har vært gjødslet, men ikke pløyd. Her kan grensene være noe uklare, særlig om beitene har vært lite gjødslet eller gjødslingen har opphørt for lang tid siden. Kunstmarkeng inneholder først og fremst arter som tolererer gjødsling (og evt. jordbearbeiding) og dessuten oftest også innsådde arter.

2.1.3.5 Strandeng og strandsump

Strandeng og strandsump (S7) kan være beitet (**Figur 6**). Øvre del av strandenger (øvre brakkvasseng, øvre salteng) har glidende overganger mot naturbeitemark, og har flere felles arter (**Figur 7**). Skillet går på om marka er påvirket av saltvann eller ikke, og følgelig forekomst av planter som tåler saltpåvirkningen.



Figur 6. Mange strandenger har tradisjonelt vært beitet, da strandengene alltid har vært lett tilgjengelige- og ofte svært produktive arealer. I nyere tid har beitingen på strandenger mange steder opphørt. På strandengene i Ruakerkilen i Grimstad kommune er storfebeiting gjenopptatt de seinere årene. Her vokser en rekke små rødlistede arter som er helt avhengige av at vegetasjonsdekket beites og holdes lavt. Foto: Ellen Svalheim, juli 2011.



Figur 7. Sauebeita strandeng og strandnær naturbeitemark med gradvise overganger, omgitt av kystlynghei, Hordaland, Bømlo. Foto: John Bjarne Jordal.

2.1.3.6 Kystnær grus- og steinmark

Kystnær grus- og steinmark (T12) er åpne områder langs kysten på grus- og steinrikt substrat. Den omfatter også gamle strandlinjer som kan ligge et stykke fra kysten, dersom de fortsatt holdes åpne av vind og andre naturlige prosesser. Hva slags planter vi finner her kommer an på om marka består av fin grus eller store steiner, grad av eksponering og avstand til sjøen. Kystnær grus- og steinmark er naturmark, men om den beites vil den på steder med slutta vegetasjon og tilstrekkelig jordsmonn kunne utvikle engpregede flekker som minner om kulturmarkseng.

2.1.3.7 Sanddynemark

Sanddyneområder (T13) utgjør små arealer i Norge. Stabile sanddyner og øvre deler av sandstrand med engvegetasjon kan være viktige område for mange engarter, særlig hvis de er beitet (**Figur 8**). Hvis beite- og tråkkpåvirkning blir for sterk, vil dette medføre erosjon som kan være uheldig for mange arter. En rekke insektarter er knyttet til sanddominert mark i de varmeste delene av landet (Ødegaard et al. 2011b).

2.1.3.8 Åpen grunnlendt naturmark i lavlandet

Åpen grunnlendt naturmark er utskilt som natursystem-hovedtype T25 i NiN 1.0 (Halvorsen et al. 2009a). Typen er definert som naturmark, men har nok av og til vært ekstensivt beitet. Typen har manglet i DN-handbok nr. 13, men de kalkrike delene av den er nå nylig kommet inn som ny type (D19). Tidligere har den vært kartlagt som kalkrike enger, kalkrike strandberg, sørvendte berg og rasmærker, slåttemark eller naturbeitemark i Naturbase. Typen har et særegent og rikt artsmangfold med høy konsentrasjon av rødlistede arter (Wollan et al. 2011). Mange av artene forekommer både i naturbeitemark og naturlig åpen grunnlendt naturmark, og av den grunn er det gradvise overganger mellom

typene. Det er nylig utarbeidet egen handlingsplan for kalkrike deler av typen i Oslofjordområdet.



Figur 8. Beiting på sanddynemarka på Haugestranda på Lista i Farsund kommune. Haugestranda har lang ubrutt kontinuitet med storfebeiting og utgjør et meget artsrikt område med flere rødlistede og sjeldne arter som sandskjegg, strandtorn og solblom. Foto: Ellen Svalheim, juli 2013.

2.1.3.9 Nakent berg

Bergknauser og bergvegger inngår ofte i naturbeitemarker som en integrert del av disse. De er lette å skille fra naturbeitemark fordi de mangler nevneverdig jordsmonn og fordi de i hovedsak er kolonisert av lav og moser. I NiN 1.0 hører bergknauser inn under naturtypen T20 nakent berg. I Naturbase har bergknauser i kulturlandskapet tidligere blitt regnet som en utforming av naturtypen "småbiotoper", men ved omarbeiding av DN-håndbok 13 er disse overført til hovednaturtypen rasmark, berg og kantkratt. En gjengroingsprosess av kulturmarka de ligger i, vil imidlertid medføre en kraftig utskygging av disse knausene, og en utdøing og sterk endring av det opprinnelige mangfoldet av lyskrevende arter, bl.a. av lav, moser og visse karplanter. Mangfoldet på knauser i det åpne kulturlandskapet vil derfor være avhengig av de prosessene som holder landskapet åpent, dvs. oftest beite.

Knauser med mange rødlistearter av lav og moser i kulturmark finnes bl.a. i Gudbrandsdalen (**Figur 9**), Gudbrandsdalselementet omtales under kapitlet om organismegruppen lav, og på kalkrike bergarter i kontinentale deler av andre dalfører på Indre Østlandet, på kambrosiluren i Oslofeltet (Grenland, Indre Oslofjord, Drammen-Ringerike, Mjøsregionen) og i enkelte andre deler av landet. Dette gjelder bl.a. på Østlandet, kalkrike områder på Sørvestlandet, som Rennesøy, Kvitsøy, Bømlo og Austevoll, og rundt Trondheimsfjorden. Artsmangfoldet tilhørende nakent berg berøres under omtale av organismegruppene lav og moser. Bevaring av dette spesialiserte mangfoldet krever at tiltak settes inn for å holde landskapet åpent der de finnes, noe som ofte kan ses som en integrert del av forvaltningen av naturbeitemarker.



Figur 9. Kalkrik tørr beiteeng og kalkberg ved Ulvsbu i Nordherad, Vågå kommune. Foto: Harald Bratli 2011.

2.1.3.10 Kystlynghei

Kystlynghei (T5) er skilt ut som egen natursystem-hovedtype til forskjell fra boreale heier som ofte finnes opp mot snaufjellet (Halvorsen et al. 2009a). I NiN er det skilt ut seks typer basert på økoklinene kalkinnhold (kalkfattig-intermediaær-kalkrik) og vannmetting (kysthei-kystfukthei). Naturbeitemark forekommer ofte i mosaikk med skjøtta lynghei, men skilles ut bl.a. på at den er gras- og urtedominert til forskjell fra hei som er dominert av lyngarter (*Figur 10*).

2.1.3.11 Boreal hei (hei i skogregionene)

Boreal hei (T26) er en type kulturmark som består av lyngdominert, åpen vegetasjon i barskogs- og bjørkeskogsbeltet, dvs. under skoggrensa. Ofte forekommer naturtypen i tilknytting til kulturmarkseng i seterområdene, hvor engdominert vegetasjon ofte veksler med lyngdominert (*Figur 11*). Typen er et resultat av at skogen er brukt til brensel eller fjernet for å få bedre beitemark. Moderat ekstensivt sommerbeite bidrar også til å holde typen åpen, mens sterkere beitetrykk gjerne fører til utvikling av naturbeitemark. Boreal hei kan også utgjøre et langsomt suksesjonstrinn mot skog når beitetrykket minker og naturbeitemark gror igjen. Skillet mot naturbeitemark går på innslaget av lyng og dvergbusker (*Figur 29*).

2.1.3.12 Fastmarksskogsmark

Fastmarksskogsmark (T23) er skogkledd naturmark, hvor beiting har vært uten betydning eller hatt mindre betydning, og vegetasjonen er formet av andre prosesser. Skillet mellom fastmarksskogsmark og kulturmarkseng går på grunnleggende hevd i form av beiting i tillegg til forskjeller i artssammensetningen (skogarter/kulturmarksarter). Ved høyt beitetrykk i fastmarksskogsmark kan vegetasjonen gå over mot kulturmarkseng (med tresjikt) ved at innslaget av kulturmarksarter øker og lyngdominans avtar. Skillet mot hagemark er da glidende og defineres av tresjikt-tetthet, samt artssammensetningen.



Figur 10. Mosaikk mellom kystlynghei og naturbeitemark er vanlig langs Vestlandskysten. Her fra Hordaland, Lindås, Lygra (lyngheisenteret). Foto: John Bjarne Jordal.



Figur 11. Kalkrik, lavalpin naturbeitemark omgitt av lyngdominert fjellhei kan noen ganger være vanskelige å skille fra rike snøleier og det er ofte gradvise overganger mot hei. Fra Sør-Trøndelag, Oppdal, Losfjellet. Foto: John Bjarne Jordal.

2.1.3.13 Åpen ur og snørasmark

Åpen ur og snørasmark (T17) inneholder ofte utforminger med tydelig beitepreg. På finkornet rasmateriale (i dalsider fra fjellet og helt ned mot havnivå) kan det danne seg gras- og urterik vegetasjon som delvis er formet av høy snørashyppighet. Slik engvegetasjon har oftest i tillegg vært mye beitet, og er i mange tilfeller kartlagt som naturbeitemark i Naturbase, siden ekstensiv beiting ser ut til å ha vært en grunnleggende hevd. Skillet går særlig på hvor viktig snøraspåvirkningen er i forhold til beitepåvirkningen. Sørvendte rasmarker er soleksponerte og har ofte en rik insektfauna. Kalkrike kontinentale utforminger har en meget rik lavflora. Snørasmark har ofte en rekke arter felles med naturbeitemark, og vil ofte ha beiting som anbefalt skjøtselstiltak.

2.1.3.14 Ferskvannstrand

Ferskvannstrender med såkalt eufotisk ferskvannsbløtbunn (F7) består av elvebunn og innsjøbunn med grus, sand, silt eller leire. Graminider er oftest dominerende i typen. Det var tidligere vanlig at innsjøstrender ble beitet og/eller slått og fortsatt beites innsjøstrender ekstensivt mange steder. Spesielle kortvokste strandenger i ravinelandskap og innsjøstrender på finsedimenter kan ha et spesialisert artsmangfold av moser og karplanter, som begunstiges av at vegetasjonen er lavvokst og glissen. Forstyrrelser i form av vannstandsfluktuasjoner og beite bidrar til dette. Mot fastmark vil det være glidende overganger mot våteng.

2.1.3.15 Flommyr, myrkanter og myrskogsmark

Flommyr, myrkant og myrskogsmark (V7) har flere grunntyper beslektet med naturbeitemark, dette gjelder i første rekke intermediær myrkant, kalkrik myrkant og kalkmyrkant. I disse typene er det mest i gras- og urterike fastmatter at det finnes engarter, både karplanter og beitemarkssopp. Skillet går på at dette er et våtmarkssystem som akkumulerer torv, selv om torva ofte er tynnere enn de 30 cm som torvmarksdefinisjonen krever.

2.2 Historie, bruk og driftsformer

2.2.1 Åpen beitemark

Jordbruket ble introdusert i Sørøst-Europa for ca. 9000 år siden og alt i middelalderen var mesteparten av det sentral- og søreuropeiske landskapet preget av jordbruksdrift. Husdyrbruk spilte en viktig rolle i det pre-industrielle jordbruket og driftssystemene var både stasjonære og bevegelige (transhumans, dvs. flytting med årstidene). Forskjeller i økologiske forhold i kombinasjon med ulike driftsformer førte til at det utviklet seg en rekke ulike naturbeitemarker (Emanuelsson 2009). Det svenske og finske kulturlandskapet har i stor grad en utviklingshistorie som tilsvarer det norske kulturlandskapets og har lignende naturbeitemarker.

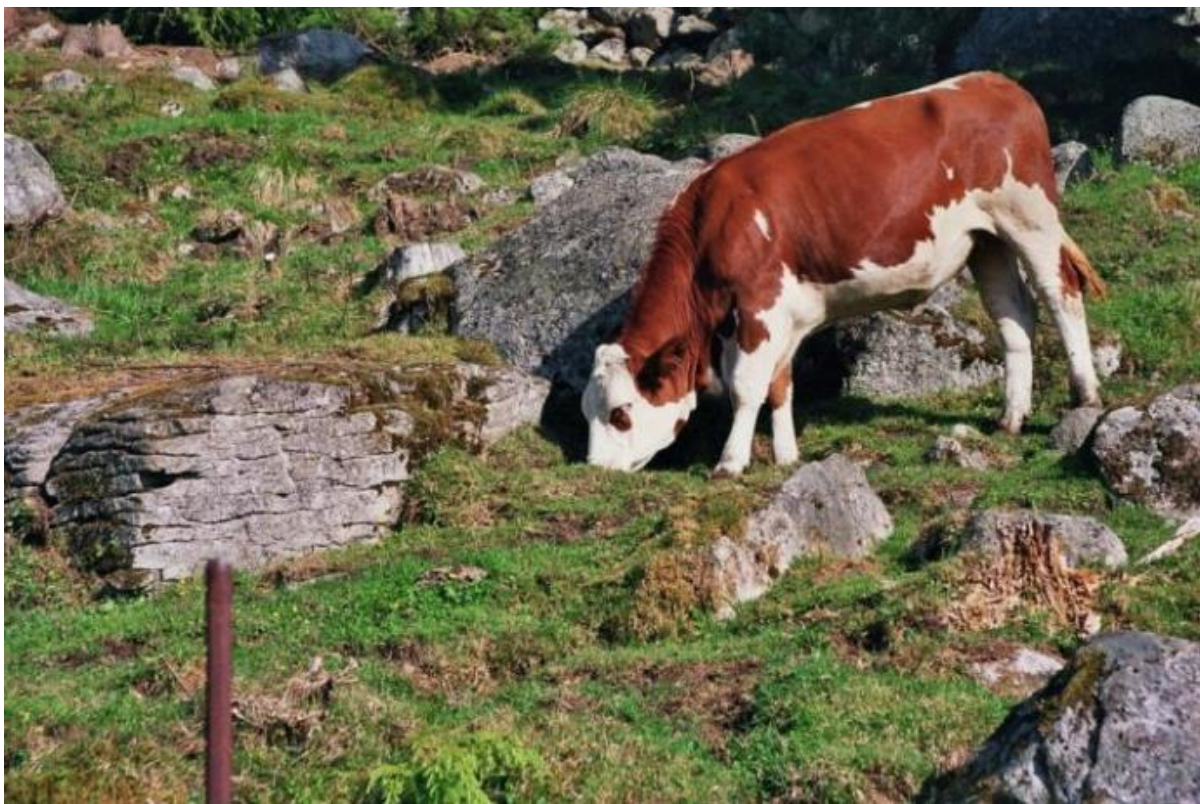
Jordbrukskulturen spredte seg gradvis nordover og de første spor etter husdyrbeite i Norge er fra ca. 6000 år siden i yngre steinalder (se Bruteig et al. 2003 og referanser i denne), dvs. at naturbeitemark er en av våre eldste kulturmarkstyper. Beite av reinsdyr og andre ville dyrearter har imidlertid påvirket vegetasjonen i det meste av postglasial tid (Austrheim & Eriksen 2001), og en rekke plantearter har tilpasset seg beite gjennom enda lengre tid (McNaughton 1984, Milchunas et al. 1988). Mange europeiske karplantearter trives best i åpne eller halvåpne habitater, ikke i skygge (jf. Ellenberg et al. 1991).



Figur 12. Naturbeitemark finnes på- og i tilknytning til støler og setrer både i skogsområder og på fjellet. Her fra Heddes Myklestøyl i Valle i Setesdal. Bildet er tatt av Knut Jonson Heddi ca. 1928. Foto utlånt fra Setesdalsmuseet.

Det tradisjonelle jordbruket i Norge var basert på utmarka. Åkrene ble først og fremst brukt til matproduksjon og de måtte gjødsles godt for å kunne dyrkes år etter år. Før man begynte å bruke kunstgjødsel, var det derfor viktig å ha mange dyr slik at man fikk mye naturgjødsel. Dyrene fikk vanligvis beite på innmarka seint om høsten og noen steder også tidlig om våren, men hele sommersesongen gikk de på beite i utmarka. Mange slags arealer ble brukt til beite og beiteområdene kunne være hundre ganger større enn åkerarealet på en gård. Langs kysten ble strandenger (**Figur 6**) og strandnære enger og sanddyner (**Figur 8**) utnyttet til beite. Dette er gjennomgående næringsrike områder som gir godt beite. Holmer, skjær og øyer ble også brukt til beite. Navn som Grasøya, Kjeholmen, Nautholmen, Mærholmen, Saueholmen og Bukkeholmen forteller om tidligere tiders bruk. Arealer med åpen naturbeitemark finnes også i skogområder, som ble brukt til skogsbeite eller seterbruk, og i seterområder på fjellet (**Figur 1**). Selve setervollen ble vanligvis brukt til slått, men rundt setrene kunne det utvikle seg vidstrakte åpne beitemarker (**Figur 12**). Fjellsetrene lå gjerne i den subalpine fjellbjørkeskogen, men trærne ble etter hvert hogd til ved og det kunne være vanskelig for nye trær å etablere seg på grunn av beitet. Noen steder førte dette til at skoggrensen ble forskjøvet nedover så langt som 400 m (Ve 1940). Naturbeitemark fantes også i den nære utmarka dvs. i utmarksområdene nærmest gården. Det var først og fremst steinete og næringsfattige arealer som ble brukt til beite (**Figur 13**), mens de som var litt mer produktive og som kunne ryddes for stein, ble brukt til slått (**Figur 4**). Da kunstgjødsel ble tatt i bruk fra slutten av 1800-tallet ble fôrproduksjonen etter hvert konsentrert til innmarka. De gamle slåttemarkene ble da utnyttet til beite og bruken av de mest næringsfattige naturbeitene opphørte. I dag kan man derfor finne artsrike naturbeitemarker (som er tidligere slåttemarkene) i utkanten av innmarka. Seter- og utmarksbruken gikk sterkt tilbake på 1900-tallet og de fleste gamle beitemarkene er i dag gjengrodd eller i ferd med å gro igjen.

I følge Hegrenes et al. (2012) beitet totalt ca. 231 000 storfe, 9 000 hester og nesten 2 millioner småfe, dvs. geiter, sauer og lam, i utmarka i 2011. Oppland hadde flest storfe på beite (17 248 kyr og 23 309 andre storfe), Rogaland flest sauer (sau over 1 år 122 334 og 165 200 lam), Troms flest geiter (12 049) og Møre og Romsdal flest hester (1 080). Oversikt over antall husdyr på utmarksbeite i de forskjellige fylkene vises i **Vedlegg 2**. Antall setrer i drift var ca. 1500. Av disse var ca. 200 fellesettrer. Oppland, med tyngdepunkt i Valdres, er det fylke som har flest setrer i aktiv drift. Også i nordre delen av Hedmark, øvre Buskerud og sør i Sør-Trøndelag er det mange setrer. Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag har flest fellesettrer. De fleste setrene driver melkeproduksjon med ku. I 2008 var det 140 setrer med geit, men antallet er noe redusert etter det. Beitedriften i utmarka har stor betydning for opprettholdelse av naturbeitemark og det biologiske mangfoldet som er knyttet til disse habitatene. Når dyrene beiter fritt bidrar de til å skape variasjon i landskapet gjennom at noen områder beites sterkere, andre mindre.



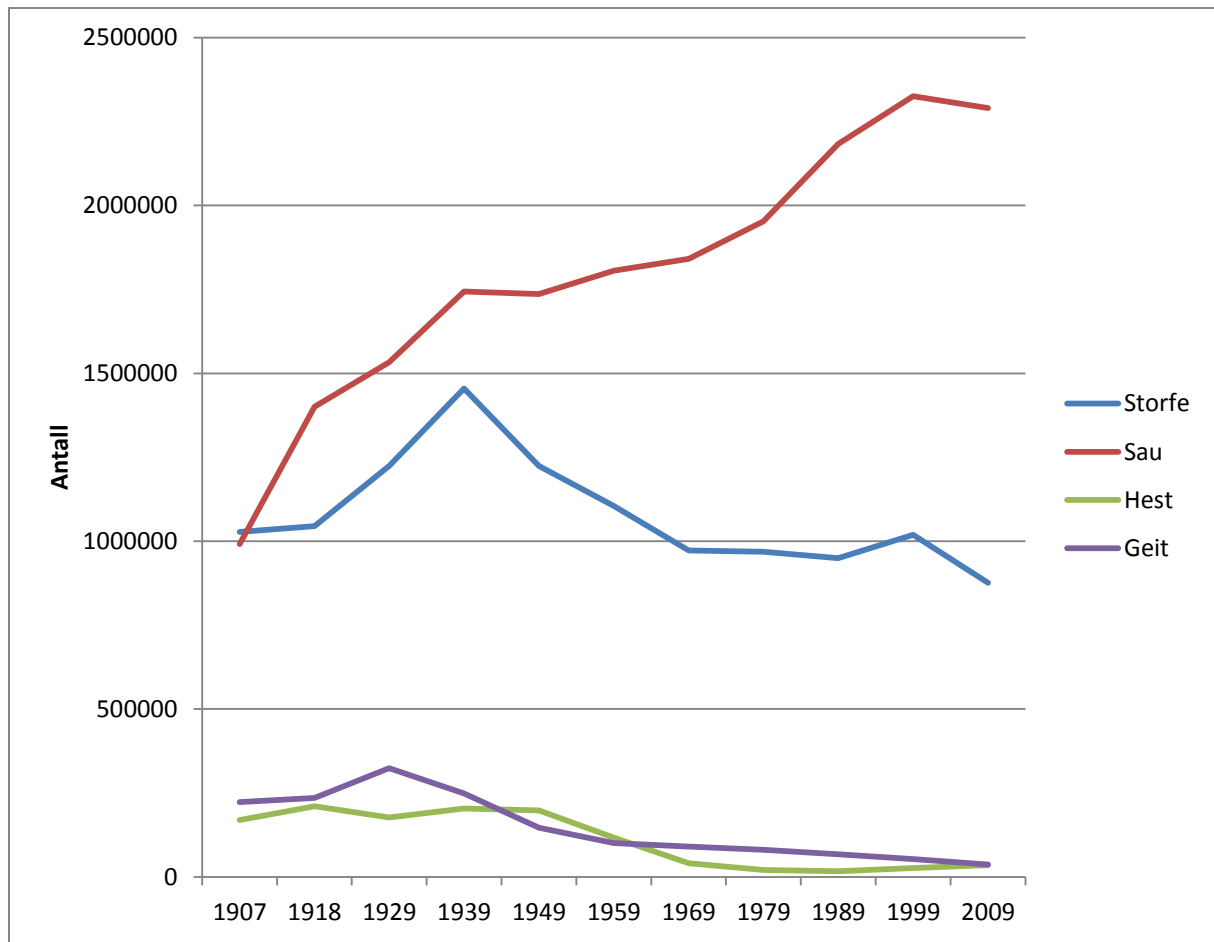
Figur 13. Steinete og grunnlendte arealer, som var vanskelige å rydde for stein og dyrke, ble tradisjonelt benyttet til beite. Her fra Kyrvestad i Valle i Setesdal. Foto: Ellen Svalheim, juli 2005.

Beitedyrene bidrar også til frøspredning i landskapet og motvirker på den måten negative fragmenteringseffekter. Beiting, særlig sauebeiting, er imidlertid mange steder ikke nok for å holde landskapet og beitemarkene åpne på lang sikt (**Figur 14**). Grunnen er dels at det totale beitetrykket har gått ned, dels at utnyttelsen av utmarksressursene til ved etc. har blitt redusert eller opphørt i de fleste beiteområder. I tillegg fører rovdyrkonflikter noen steder til at dyrene i stedet innhegnes på dyrka mark, utmarksbeitet opphører og gjengroingen øker (Bruteig et al. 2003). I enkelte tilfeller kan beite i utmark slå negativt ut for arter som ikke tåler beite. Beite kan for eksempel virke negativt inn på populasjoner av orkidéer som svartkurlen *Nigritella nigra* som vokser i det som tidligere var utmarksslåtter. I slike tilfeller bør beitingen tilpasses slik at den ikke bidrar til reduksjon av rødlistede arter.



Figur 14. Dyr på utmarksbeite streifer ofte innom gamle stølsområder og slåttemarkar og bidrar til å holde gamle naturbeite- og slåttemarkar åpne. Her beiter sau på inngjerda mark rundt ei gammel høyløe på Rygnestad i Valle i Setesdal. I tillegg til beiting har området fra tid til annan blitt ryddet. Foto: Ellen Svalheim, juli 2003.

Utviklingen i beitetrykk i Norge (i metabolsk biomasse pr. km²) av ulike husdyrslag (og hjortedyr) er detaljert presentert på kart av Austrheim et al. (2008). **Figur 15** viser utviklingen av husdyrholdet for Norge som helhet i perioden 1907-2009 basert på tall fra Statistisk sentralbyrå. Som det framgår hadde storfeholdet en tydelig topp rundt 1940 for siden å gå tilbake. Antallet geit hadde en topp rundt 1930 for så å gå tilbake, mens hesteholdet var rimelig konstant fram til 1950 for deretter å gå tilbake. Saueholdet har økt relativt jevnt og mye i hele perioden.



Figur 15. Antall husdyr i Norge 1907-2009, basert på data fra Statistisk sentralbyrå (www.ssb.no). Fra og med 1969 gjelder tallene driftsenheter med minst 5 dekar jordbruksareal i drift. Tallene fra 1907 gjelder vinterbesetning, de øvrige tall sommerbesetning.

2.2.2 Hagemark

Hagemark er en gammel kulturmarkstype. I Mellom-Europa var hagemarker sjeldne før de store utskiftingene, men i Norden var de vanlige (Szabo 1970). De lå ofte i overgangssonen mellom inn- og utmark. Hagemarken var innhegnet og ble først og fremst brukt til dyr som man ville ha nær gården, jf. for eksempel Hestehagen og Kalvehagen. "Hage" betyr opprinnelig "inngjerdet stykke beitemark" (Hæggström 1987, Norderhaug et al. 1999), men brukes nå som begrep for tresatt beitemark. I hagemarkene prioriterte man gjerne bestemte treslag som man trengte til emnevirke og ved (**Figur 16**). Trærne kunne også styves (lauves, kylles) til fôr. Når kunstgjødsel ble tatt i bruk og fôrproduksjonen kunne konsentreres til innmark, opphørte ofte bruken av lauvengene (slåttemark med styva trær). De ble da gjerne brukt til beite og utviklet seg etter hvert til hagemark de også.



Figur 16. Eikehagemark på Sangereid i Lillesand kommune. Denne eikehagen beites av storfe sammen med tilgrensende innmarksarealer. Foto: Ellen Svalheim, 1998.



Figur 17. Nordboreal bjørkehage som beites av sau i Skardalen (Sør-Trøndelag, Oppdal). Foto: John Bjarne Jordal.

2.2.3 *Beitedyras betydning*

Beitedyr påvirker naturbeitemarkenes økosystemer og artssammensetning på flere forskjellige måter. Plantene i en beitemark påvirkes både gjennom selve avbeitingen og gjennom tråkk. Mange planter har tilpasset seg beiting og overlever gjennom å ha lavt vekstpunkt som gras, utløpere som hvitkløver og/eller lav vekstform som kattedot. På den måten kan de raskt komme seg etter beitepåvirkning (såkalt beitetolerante planter). Noen planter unngår beiting gjennom kjemisk eller mekanisk tilpasning. Engsoleie for eksempel inneholder giftstoffer, mens andre arter, som tistler og einer, har pigger eller torner og noen, som sølvbunke, har stive blad med mye styrkevev. Dette gir dem et konkurransefortrinn i forhold til andre planter i beitemark og kan føre til at de blir dominerende i vegetasjonen (såkalt beiteresistente planter). Også planter med lavt proteininnhold, som for eksempel mange vedarter, er lite attraktive for beitedyr og klarer seg derfor bra i naturbeitemark. Tråkk forårsaker slitasje og skader på plantene og fører til at tråkkømfintlige arter, som for eksempel mange orkideer, reduseres i beitemark, mens arter, som er robuste mot tråkk slik som groblad, kan overleve selv intensivt beite. Tråkk fører også til jordpakking og dermed ugunstige forhold for rotutvikling. Typiske beiteplanter har derfor relativt grunne rotsystemer. Tråkk kan også virke positivt på beitevegetasjonen gjennom å skape spirehull for frø, noe som er særlig viktig for kortlivede arter. I tillegg påvirker beitedyrene rekrutteringen av planter gjennom å spre frø, men også gjennom å redusere frøproduksjonen. Beitedyr kan også omfordele næringsinnholdet i en beitemark gjennom at de foretrekker å beite noen steder, som derfor etter hvert kan bli ganske næringsfattige, mens for eksempel hvileplasser får tilført mye næring gjennom gjødsel og urin. Hvis dyrene ikke får ekstra fôr, fører imidlertid ikke "vedlikeholdsbeiting" til noen gjødsling og næringstilførsel til beitemarken som helhet, men stort sett bare sirkulering av mineralnæring. Gjødselplekkene gir gode vekstmuligheter for næringskrevende arter som brennesle. De kan i tillegg fungere som beskyttelse for beiteømfintlige planter og bidra til rekruttering av flere arter, fordi dyrene i lang tid unngår å beite nær disse flekkene (Norderhaug et al. 1999, Bruteig et al. 2003).

Ulike beitedyr påvirker vegetasjonen i en beitemark på forskjellig måte. Storfe foretrekker gras og urter og "river av" vegetasjonen ved hjelp av tunga. De sorterer ikke så mye, men beiter ganske jevnt. Storfe kan også beite litt lauv, men unngår særlig or. Ungdyr kan klø eller stange i stykker trær og busker. Storfe er tunge og kan lage breie stier og forårsake tråkkskader. Storfetråkk kan også bidra til markert tuedanning. Sauene har kløyvd overleppe og kan beite veldig selektivt, dvs. plukke akkurat de planteartene de foretrekker. De synes å foretrekke urter framfor gras og starr. Særlig de gamle sauerasene beiter gjerne lauv og kan også spise blader av stikkende busker som bringebær og nyperoser. Mens storfe kan beite på fuktig mark, foretrekker sauene tørr mark og beiter gjerne høyt i terrenget. Geiter spiser heller lauv enn gras og urter. De gnager også bark og kan på den måten skade trær og busker. Geiter beiter i flokk, streifer omkring og tar seg fram også der det er bratt og ulendt. De kan derfor trække i stykker sårbar vegetasjon på kalkrike bergknauser i beitemark. Hester biter av gras og urter og kan beite tørt og hardt gras som de andre husdyrene ikke tar. Hesten er ikke drøvtygger, men kan likevel spise trevlerikt fôr. De velger ganske nøye hva de spiser og unngår ofte selv små illesmakende planter, som for eksempel bitterblåfjær. Hester spiser helst ikke lauv, men gnager gjerne bark. Hester kan forårsake store tråkkskader bl.a. langs gjerder. Ved sambeiting eller vekselbeiting supplerer dyrene hverandre, noe som oftest er positivt både for floraen, gjenvekst, produksjon og beitekvalitet (Nedkvitne et al. 1995, Norderhaug et al. 1999, Vangen et al. 2007).

Ikke bare ulike husdyr, men ulike raser av husdyrene kan påvirke vegetasjonen forskjellig. Korthalet sau beiter, som nevnt, mer lauv enn langhalet sau, og varmblodshester er gjerne mer kresne enn for eksempel fjordinger. Det kan også se ut som om gamle kuraser som STN er bedre landskapspleiere enn NRF (Sæther et al. 2006).

Beitevegetasjonen varierer med beitetrykk og beitetidspunkt. Generelt gir middels beitetrykk av storfe, dvs. større og mindre selektive beitedyr, størst artsmangfold (Bakker et al. 2006). Ved lavt beitetrykk kan særlig sau beite veldig selektivt slik at beitet ser "uryddig" ut, men ved hardere beitetrykk kan både sau, geit og hest beite snaut. Hardt beitetrykk fører til tap av arter og homogenisering av beitevegetasjonen, som til slutt kan bestå av bare et fåtall arter som groblad, tungras, følblom, blåkoll, løvetann, hvitkløver, tunrapp og smårapp. Studier indikerer at sauebeite kan ha mer homogeniserende effekt på vegetasjonen enn storfebeite (Sebastià et al. 2008). Ved for lavt beitetrykk eller opphør av beiting sprer seg gjengroingsarter som bringebær, bregner, skogstorkenebb, mjørdurt, einer, nyperoser og gråor. I litt fuktige beiter kan sølvbunke også ekspandere sterkt.

Dagens artssammensetning i en beitemark er ikke bare påvirket av dagens bruk og dagens omgivelser, men også av driftshistorien og den historiske habitatstrukturen. Det er det viktig å være oppmerksom på hvis man ønsker å ivareta beitemarken og artsmangfoldet som er knyttet til den. Lokal, historisk kunnskap om hvordan man utnyttet og skjøttet ulike marker og hvordan husdyrene beveget seg i landskapet (tradisjonell økologisk kunnskap) kan være viktig nøkkelen kunnskap for bevaring av det biologiske mangfoldet (Dahlström 2006, Gustavsson 2007, Reitalu 2008).

2.3 Artsmangfold

Naturbeitemark og hagemark har et høyt mangfold av karplanter, sopp og virvelløse dyr og er et viktig levested for mange rødlistede arter. De ulike organismegruppenes forekomst i disse naturtypene behandles nedenfor. **Tabell 2** gir en oversikt over antall rødlistearter i ulike grupper, dvs. arter som trues av ulike forhold, bl.a. endringer i drift over tid. I **Tabell 2** framgår det at det er et svært stort antall truede arter i kulturmarkseng og på edellauvtrær, og de fleste av disse vil kunne forekomme i naturbeitemarker og hagemarker.

Tabell 2. Antall rødlistearter i ulike organismegrupper i kulturmarkseng og på eventuelle edellauvtrær i hagemark, etter rødlista 2010 (Kålås et al. 2010). Antall karplanter er noe revidert i ARKO-prosjektet (Bratli et al. 2011). For lav inkluderes kun arter som vokser på jord i kulturmarkseng, mens arter direkte på bergknauser er utelatt. Moser inkluderer også arter knyttet til leirjord og tråkk i beitemark generelt. Fugl er ikke med i summeringen av rødlistearter, siden ingen av disse er spesielt knyttet til selve enga.

Artsgruppe	I eng	På edellauvtrær
Karplanter	85	
Lav	10	88
Moser	25	8
Sopp	121	82
Fugl	(25)	
Virvelløse dyr	380	?
Sum	>621	>178

2.3.1 Karplanter

2.3.1.1 Generelt

Naturbeitemark er formet i et samspill mellom naturgitte forhold og påvirkningen av beitedyr og mennesker. De forekommer over hele landet, fra kyst til innland, og i alle

høydelag opp til lavalpin sone. Naturbeitemark finnes også under ulike økologiske forhold, fra sure, næringsfattige typer til rike typer på kalkrik grunn og fra ekstremt tørre til fuktige og dels våte forhold. Denne variasjonen kombinert med variasjonen i beitereregimer resulterer i en meget stor variasjon i vegetasjonstyper og et stort mangfold av karplanter. Naturbeitemark er en av de mest artsrike naturtypene for karplanter som vi har i landet. De mest artsrike naturbeitemarkene er utviklet på kalkrik mark (**Figur 2**), men også mindre kalkrike beitemarker kan ha et høyt artsmangfold, særlig hvis de har lang kontinuitet (Gustavsson 2007, Reitalu 2008).

Det er laget ulike lister over karplantearter tilknyttet kulturmarkseng eller naturbeitemark. De ulike planteartene viser ulik grad av tilknytning til ett habitat. Mange planter i naturbeitemark er habitatspesialister, de forekommer kun eller nesten bare i naturbeitemark, noen endog kun i en eller et fåtall grunntyper. Andre er generelle kulturmarksarter som forekommer primært i naturbeitemark, men innen mange ulike grunntyper. Noen har sin hovedforekomst i andre habitater, men forekommer også i beitemark, mens en del er ubikvister, de finnes i mange ulike habitater. Det vil derfor alltid være en viss grad av subjektivitet knyttet til slike lister, blant annet i forhold til hvor snevert man definerer habitattilhørighet. Slike oversikter bør derfor i størst mulige grad bygges på konkrete undersøkelser.

Under arbeidet med kulturmarkseng i Naturtyper i Norge ble det utarbeidet en liste over karplanter i kultur- og kunstmarkseng. Denne lista ble revidert i 2011 i instruks for kulturmarksregistreringer i prosjektene NatTOv (Halvorsen et al. 2011), Kulturmarkseng i Naturindeks - utvikling av kunnskapsgrunnet for overvåking og forvaltning (Norderhaug et al. 2012) og ARKO (Bratli et al. 2011). I Naturindeksprosjektet arbeides det med å utvikle overvåking av kulturmarkseng fra arts- til landskapsnivå. Det prosjektet ledes av Bioforsk. ARKO er forkortelse for "Arealer for rødlistearter - kartlegging og overvåking", og er et prosjekt NINA leder, med fokus på "hotspots" for rødlistearter (<http://www.nina.no/Milj%C3%B8overv%C3%A5king/R%C3%B8dlistearter-ARKO>). Lista gjør ikke krav på å være fullstendig og en revidering bør foretas som en oppfølging av handlingsplanen. Denne lista vil være viktig for alle som har bruk for å kjenne igjen kulturmarkseng. Det pågående arbeidet i ARKO-prosjektet og arbeidet i forbindelse med revisjon av NiN og utvikling av overvåking i kulturlandskapet vil kunne gi viktige innspill. I tillegg bør det utarbeides lister over gode skillearter mot lignende naturtyper.

Til sammen inneholder lista 256 arter fordelt på 63 sterkt kulturmarkstilknyttede, 145 tydelig kulturmarkstilknyttede og 48 svakt kulturmarkstilknyttede karplanter. Lista har vesentlig lavere antall arter enn det som kan opptre i lokaliteter med naturbeitemark, da en rekke arter med hovedforekomst i andre hovednaturtyper gjerne inngår i naturbeitemark.

I ARKO-prosjektet ble det pr. 2010 registrert til sammen 563 karplanter i 64 lokaliteter valgt tilfeldig fra Naturbase fordelt på 12 kommuner/grupper av kommuner (Bratli et al. 2011). Resultatene herfra viser at naturbeitemark er en meget artsrik type. I snitt var det nesten 84 karplantearter pr. lokalitet, varierende fra 33 til 160 arter pr. lokalitet. Antallet rødlistede arter totalt var 36 fordelt på 27 arter med naturbeitemark som viktig levested og 9 rødlistearter med hovedforekomst i andre naturtyper. I gjennomsnitt var det 1,5 rødlistearter pr. lokalitet. Maksimalt antall rødlistearter som ble notert i en lokalitet var 9 arter. Det var flest rødlistearter i kategori nær truet, dernest sårbar og sterkt truet.

2.3.1.2 Rødlistearter

I ARKO-prosjektet ble det utarbeidet en foreløpig liste over rødlistede karplanter i naturbeitemark (**Figur 18**, **Figur 20**). Denne lista inneholder 85 taksa, hvorav åtte er vurdert på underartsnivå (Bratli et al. 2011). Denne lista inneholder flere arter som også er

tilknyttet andre hovednaturtyper og er noe mer inkluderende enn det som framkommer ved søk på kulturmarkseng i Artsdatabankens rødlistedatabase. Der er antallet 70 (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Grunnen er at en del arter på beitede tørrbakker, som for eksempel knollmjørdurt *Filipendula vulgaris* og høyereliggende enger, som småsøte *Comastoma tenellum*, ikke er kodet som kulturmarksengsplanter i rødlistedatabasen. I lista er også en del fuktmarksarter tatt med, arter som kanskje primært forekommer i andre habitater.

Trettitue arter var i kategorien nær truet (**Tabell 3**), men det er også en forholdsvis høy andel sårbare og sterkt truede arter. Av de 85 rødlisteartene omfattes 15 arter av vedtatte handlingsplaner eller faggrunnlag på ett eller annet stadium, med sikte på at de blir prioriterte arter. Fem arter står på Bernkonvensjonens lister, og 12 arter av de 85 er fredet i Norge.

Tabell 3. Fordeling av rødlistede karplanter i naturbeitemark etter kategorier i Nasjonal rødliste for 2010 (Solstad et al. 2010). Etter Bratli et al. (2011).

Kategori	Status 2010
Kritisk truet (CR)	7
Sterkt truet (EN)	25
Sårbar (VU)	20
Nær truet (NT)	33
Sum rødlistearter	85

2.3.1.3 Geografisk fordeling

I ARKO-prosjektet ble det også foretatt analyser av geografisk fordeling av rødlistede karplanter basert på informasjon i Artskart søkt ut den 10.03.2011 (Artsdatabanken 2011). I tillegg ble artsfunn i ARKO-prosjektet inkludert. I **Figur 21** gjengis den geografiske fordelingen fra Bratli et al. (2011). Artenes geografiske fordeling danner et mønster der de sørøstlige delene av landet, kyststripa på Sør- og Sørvestlandet, samt Gudbrandsdalen over til Nord-Østerdal og Oppdal har mange funn av rødlistede kulturmarksengplanter. Kartet oppsummerer dagens kunnskap om utbredelse i form av dokumenterte artsopplysninger i naturhistoriske samlinger gjennom mer enn 200 år, samt ulike artsobservasjoner. Selv om noen regioner er dårligere dokumentert enn andre gir kartet likevel en god indikasjon på hvilke regioner av landet som har størst funnfrekvens av artene. Det er en generelt avtagende tendens mot nord. Regioner med relativt sett få funn er blant annet i Hedmark, Indre Agder og Telemark, Sogn og Fjordane, Nord-Trøndelag og flere steder i Nord-Norge.

Fordelingen av antall arter på fylker viser at de sørøstlige fylkene i Oslofjordregionen har høyest antall arter (Østfold til Telemark, **Figur 22**). Ser man kun på truede arter (CR-VU), blir dette enda tydeligere, i tillegg til at Vest-Agder og Rogaland synes å ha mange truede kulturmarksengplanter.



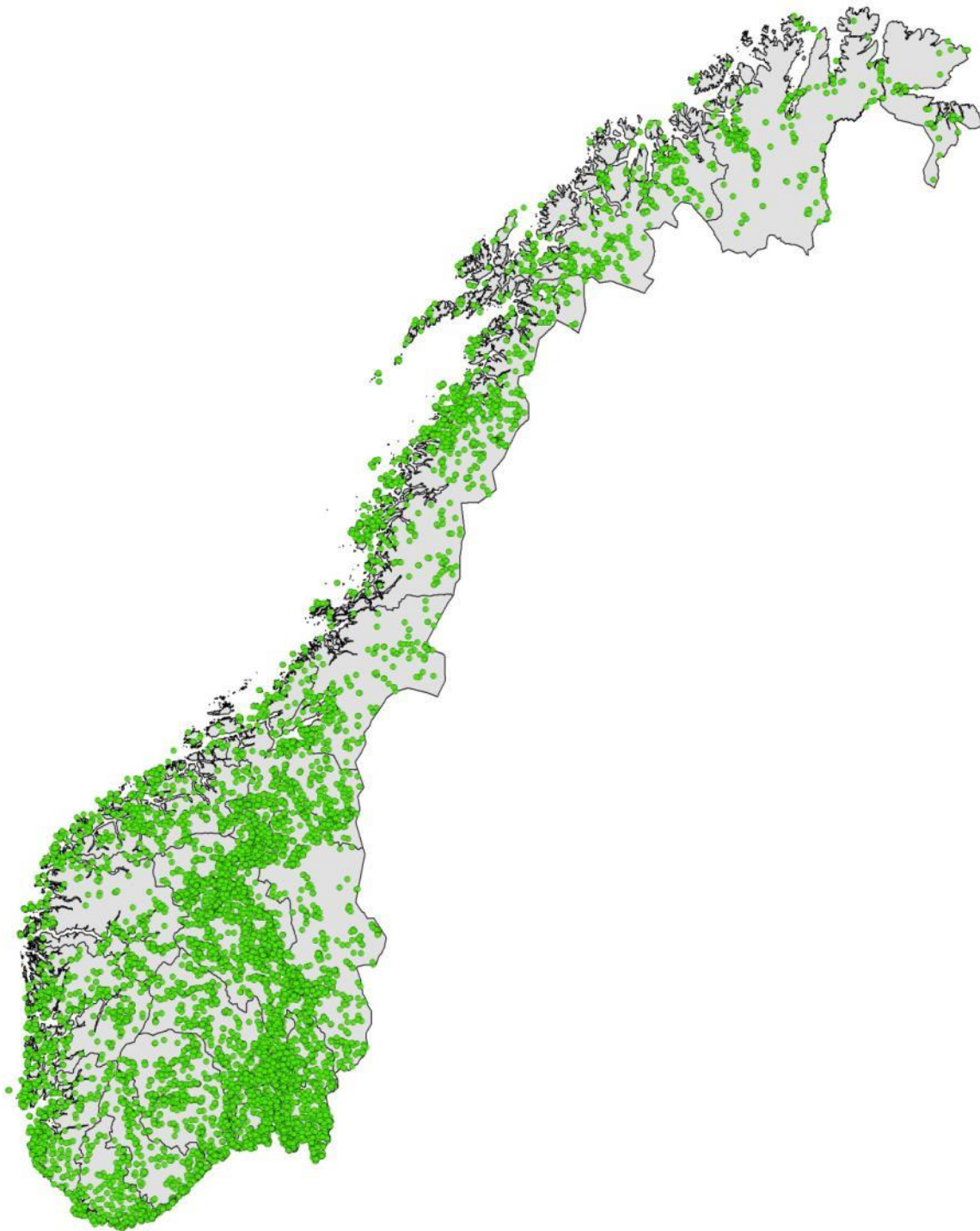
Figur 18. Kystblåstjerne er knyttet til naturbeitemarker og slåttmarker og forekommer bare noen få steder på Vestlandet. Bildet er fra Synnaland (Møre og Romsdal, Haram). Foto: John Bjarne Jordal.



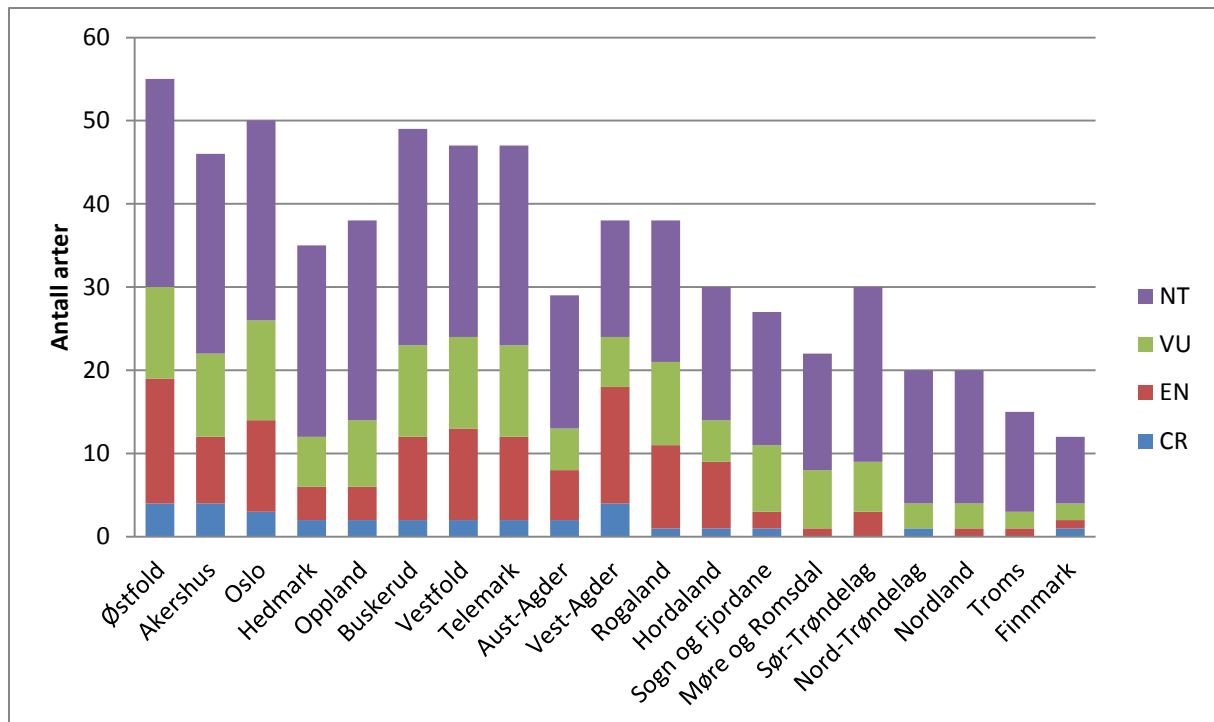
Figur 19. Enghaukeskjegg *Crepis praemorsa*, en sjelden og sårbar (VU) sørøstlig art i kulturmarkseng. Foto: Harald Bratli.



Figur 20. Fjellnøkleblom *Primula scandinavica* (NT) vokser i høyereliggende beiter. Arten er bisentrisk og er en skandinavisk endemisk art med de fleste forekomstene i Norge. Foto: Harald Bratli



Figur 21. Geografisk fordeling av rødlistede kulturmarksengplanter basert på Artskart (Artsdatabanken 2011, Bratli et al. 2011).



Figur 22. Fordeling av antall rødlistede kulturmarksengplanter på kategorier og fylker basert på Artskart (Artsdatabanken 2011) og ARKO-data (Bratli et al. 2011).

Til sammen 12 rødlistede arter tilknyttet naturbeitemark omfattes av forskrift om fredning av truede arter fastsatt ved kgl. Res. 21.12.2001. Fem arter omfattes av Bern-konvensjonens liste 1 (jf. Anonym 2007a). Et viktig delmål i en eventuell handlingsplan for naturbeitemark bør være å ivareta truede arter på Norsk Rødliste. Et av kriteriene ved vurderingen av om en naturtype bør bli en utvalgt naturtype er dessuten om naturtypen er viktig for prioriterte arter. For 14 rødlistede arter er handlingsplan under utarbeiding, og én art, dragehode *Dracocephalum ruyschianum* har status som prioritert art med egen forskrift. I kategorien kritisk truet er det kun én art av de som kan regnes å tilhøre kulturmarkseng, som ikke inngår i handlingsplaner for prioriterte arter. Dette er huldrenøkkel *Botrychium matricariifolium*. Huldrenøkkel har en tredelt økologi med forekomster i skyggefull edellauvskog, naturbeitemark og dyneenger. Sistnevnte naturtype har ofte vært brukt til slått og beite tidligere og har store likhetstrekk med naturbeitemark. Også mange edellauvskoger har tidligere vært brukt til beite. Huldrenøkkel er fredet og står på Bern-konvensjonens liste 1. Blant EN-artene er det 18 arter som ikke inngår i andre handlingsplaner. Det samme antallet gjelder for de sårbare artene. For de nær truede artene er antallet 33. Flere av disse er mer typiske for andre naturtyper, som åpen grunnlendt kalkmark og strandeng, men også noen sterkt kulturmarkstilknyttede arter har ikke handlingsplan. Disse er smånøkkel *Androsace septentrionalis*, håndmarinøkkel *Botrychium lanceolatum*, høstmarinøkkel *B. multifidum*, enghaukeskjegg *Crepis praemorsa* (Figur 19), småsøte *Comastoma tenellum*, søstermarihånd *Dactylorhiza sambucina*, knollmjørdurt *Filipendula vulgaris*, bakkesøte *Gentianella campestris* ssp. *campestris*, ormetunge *Ophioglossum vulgatum*, hvitkurle *Pseudorchis albida*, nikkesmelle *Silene nutans*, smalfrøstjerne *Thalictrum simplex* ssp. *simplex* og vårveronika *Veronica verna*. Et prioritert tiltak bør være å gjennomgå rødlista og vurdere hvorledes truede arter spesielt tilknyttet naturbeitemark fanges opp av 1) verneområder og 2) naturbaselokaliteter.

2.3.2 Lav

2.3.2.1 Generelt

Få bakkelevende lav har naturbeitemark som sitt hovedhabitat og de fleste er vidt utbredte og vanlige arter. Dette gjelder blant annet begerlavarter *Cladonia* spp. og årenevarter *Peltigera* spp. I tørre kalkrike enger i kontinentale strøk opptrer imidlertid et høyt spesialisert lavsamfunn med flere uvanlige arter. De fleste av disse kalklavene (også kalt Gudbrandsdalselementet) opptrer på knauser i kulturlandskap og på svært tynt jordsmonn i hyller og sprekker. Kalklavene på bergknauser tilhører naturtypen nakent berg i NiN 1.0. Knausene inngår ofte i åpen naturbeitemark, og artene krever høy solinnstråling. Indirekte har derfor skjøtselen av naturbeitemarka stor betydning for disse artene, og rydding av busker og trær omkring knausene er viktig. Samtidig er artene sårbare for tråkk og slitasje fra beitedyra, særlig fra geit. Det er også en del lavarter som opptrer direkte på jord i disse xerofile vegetasjonssamfunnene og da i åpen vegetasjon gjerne sammen med arter som smånøkkel *Androsacea septentrionalis*, ullurt *Logfia arvensis* og vårveronika *Veronica verna*. Vegetasjonen er blant annet beskrevet av Kleiven (1959). Om lag 10 rødlistede arter vokser på jord i dette miljøet (se blant annet Larsen et al. 2006, Timdal et al. 2010). Av disse er fem regnet som kritisk truet (CR) og fem som sterkt truet (EN). Dersom også arter på kalkberg tas med er antallet vesentlig høyere.

2.3.2.2 Epifytter på trær

I hagemark utgjør lav sammen med sopp den viktigste artsgruppa blant epifyttene (trelevende arter) med en lang rekke sjeldne og rødlistede arter. Viktige faktorer for den trelevende lavfloraen i hagemark er treslag, alder på treet, barkstruktur og næringsinnhold, lysforhold og luftfuktighet. Klimatiske faktorer har betydning for regionale forskjeller i artssammensetningen på trærne, der mange til dels svært sjeldne oseaniske arter er karakteristisk for Vestlandets hagemarker, mens hagemarker på Østlandet og Sørlandet typisk har mer varmekjære og kontinentale arter. I tillegg spiller omgivelsene en rolle. Hagemark i åpent jordbrukslandskap har gjerne en mer lyselskende, næringskrevende lavflora, med arter som begunstiges av næringsrik støvimpregnering fra jorder og grusveier. Typisk er arter i slektene rosettlav *Physcia* spp, *Physconia* spp. og *Phaeophyscia*, samt messinglav *Xanthoria parietina*. I hagemark vil en ofte finne både sterkt soleksponerte og mer skyggefulle og skjermede habitater for eksempel på skyggesiden eller ved basis av trær og på undersiden av store greiner. Dette skaper muligheter for arter med litt forskjellige krav til lys. I gjengroende hagemark og især hagemark tilplantet med gran skygges mange arter ut og artssammensetningen endres (Moe & Botnen 2000).

Edellauvtrærne har trolig den rikeste lavfloraen, i hvert fall dersom man tar deres mer begrensede utbredelse med i betraktningen. Blant edellauvtrærne er kanskje ask og alm de viktigste treslagene, men det mangler sammenlignende studier av epifytter på ulike treslag i hagemark. Det foreligger heller ingen oversikt over epifytter kun i hagemark, men en gjennomgang av alm, ask og lind foretatt av Jordal & Bratli (2012) viser at ask er det viktigste treslaget av disse totalt sett (**Tabell 4**). Fra før av er det hevdet at eik er det viktigste treslaget med hensyn til antall arter totalt og antall rødlistede arter (Bratli & Blom 2009, Sverdrup-Thygeson et al. 2011b).

Som man ser i **Tabell 4** er det et stort antall arter som vokser på disse edellauvtrærne, særlig av lav og sopp, totalt ca. 1100 arter og 180 rødlistearter. Dette mangfoldet finnes på disse treslagene i forskjellige miljøer, bl.a. i edellauvskog. Men svært mange av dem vil også kunne finnes på disse treslagene når de vokser i hagemarker. Noen av artene er

lyskrevende og vokser særlig på trær i åpent lende, slik at de vil ha et tyngdepunkt i hagemarker, alléer og parker.

Tabell 4. Antall arter og antall rødlistearter av lav, sopp og moser kjent på trær av alm, ask og lind i Norge, etter Jordal & Bratli (2012), dataene er hentet fra Artskart. Mange av disse artene vokser på trær i hagemarker.

	Alm	Ask	Lind	Totalt
Lavarter	275	334	228	434
Sopparter	271	308	237	516
Mosearter	130	112	53	158
SUM	676	754	518	1108
Rødlista lavarter	48	62	42	88
Rødlista sopparter	48	40	29	82
Rødlista mosearter	5	5	5	8
SUM	101	107	76	178

Styvingstrær i hagemark kan ha en meget rik lavflora med mange sjeldne arter (Moe & Botnen 1997, 2000, Svalheim & Bratli 2009). Enkelte arter er i Norge kun registrert på styvingstrær, nye arter for landet blir oppdaget jevnlig (f.eks. Bratli et al. 2010), og flere forventes ettersom habitatet blir bedre undersøkt. Blant annet er det i 2011 og 2012 funnet flere nye arter for landet i forbindelse med kartlegging av høstingsskog (Jordal & Bratli 2012) og i ARKO- delprosjekt store gamle edellauvtrær (se Sverdrup-Thygeson et al. 2011b). Styvingstrær utvikler sannsynligvis grov bark, hulrom og dødved-partier tidligere enn ustyvede trær fordi de tappes for ressurser ved styvingen. Videre kan det tenkes at styvingstrær i snitt blir eldre fordi trærne holdes lave og med små kroner, og derved er mindre utsatt for vindfellinger. Det kan derfor være at styvingstrær har høyere tetthet av enkelte mikrohabitater, og kanskje større variasjon i mikrohabitater enn ustyvede trær. Men styvingens relative betydning for lavfloraen er dårlig undersøkt, og det mangler sammenlignende undersøkelser av gamle ustyvede og styvede trær. Også internasjonal forskning viser at edellauvtrær i tresatte enger er et viktig habitat for lavarter (f.eks. Leppik & Jürriado 2008, Thor et al. 2010). I europeisk sammenheng utgjør de norske forekomstene nordvestgrensa for artenes utbredelse.

2.3.3 Moser

2.3.3.1 Generelt

Bakkelevende moser i beitemark utgjør generelt ikke en spesielt viktig del av artsmangfoldet. Kvantitativt kan moser være en viktig del av vegetasjonen, særlig i oseaniske strøk og i fuktige beiter ellers i landet, men bakkelevende moser i naturbeitemark består i hovedtrekk av vanlige arter. Svært vanlig er engkransemose *Rhytidiadelphus squarrosus*, og en del arter av flettemoser *Hypnum* spp., lundmoser *Brachythecium* spp., palmemose *Climacium dendroides* og sumpbroddmose *Calliergonella cuspidata* er eksempler på vanlige arter i beitemark.

Som for lav forekommer også enkelte sjeldne og spesialiserte arter i tørre, kontinentale kalkenger. Granmose *Abietinella abietina*, labbmose *Rhythidium rugosum* og putehårstjerne *Syntrichia ruralis* er eksempler på typiske arter i dette miljøet. På kalkrike bergknauser i naturbeitemark opptrer også flere sjeldne arter som er lyskrevende og derved indirekte avhengig av at beitemarka omkring holdes åpen. Eksempler på sjeldne arter er stjertmose *Pterygoneurum ovatum* og flere klokke-mosearter *Encalypta* spp. Typisk for mange av disse tørreng- og knausartene er at de er små og konkurransesvake og derved

begunstiges av moderat forstyrrelse i form av dyretråkk og beite som holder vegetasjonen lavvokst.

Mer spesialiserte arter kan opptre på bl.a. kalkrik leirjord og på kortvokst beitet leirstrand langs innsjøer og elver. Dette er pionerarter som tåler gjentatte forstyrrelser som tråkk, jordarbeiding eller flom, og som bare i begrenset grad kan sies å være knyttet til naturbeitemark. I kulturlandskapet vokser de gjerne langs stier, i gamle dyretråkk, åkerkanter og traktorspor. De er særlig utbredt i jordbruksbygdene på Østlandet og i Trøndelag (Hassel 2004, Hassel et al. 2010). Flere er knyttet til fuktige beiter og leirstrender i evjer og raviner, et habitat som er svært utsatt for gjengroing. Det pågår (2011-2012) også et artsprosjekt finansiert av Artsdatabanken på disse artene, ledet av Kristian Hassel ved Vitenskapsmuseet, NTNU.

2.3.3.2 Rødlisterarter

Rødlistede mosearter med forekomst i naturbeitemark er vanskelig å søke ut fra rødlistebasen fordi det mangler detaljerte habitatdata for mange arter. Ved søk på hovednaturtype "kulturmark" kommer det imidlertid ut 36 rødlistearter. Her er pionerartene som omtales ovenfor i flertall. Til dette elementet hører rundt 25 av de rødlista moseartene i kulturmark, som forekommer på jord bl.a. på tråkkpåvirka steder i beitemarker, typisk i 1-2 år gamle kuttråkk (jf. Porley 2008). Disse er da ikke spesielt tilknyttet naturbeitemarker, men kan likevel ha en del av bestandene sine her, særlig i kalkrike lokaliteter på leirjord. Aktuelle arter finnes bl.a. i slektene *Acaulon*, *Bryum*, *Ephemerum*, *Microbryum*, *Riccia* og *Weissia*. På knauser i lysåpen kulturmark finnes dessuten et knippe arter som fjordknausing *Grimmia laevigata* (VU), beitesteinmose *Hedwigia integrifolia* (VU), bunkersblomstermose *Schistidium helveticum* (EN) og tanntustmose *Tortula lanceola* (EN). Ingen av de rødlistede mosene i kulturlandskapet er så langt plukket ut med hensyn til utarbeiding av faggrunnlag for vurdering som prioriterte arter.

2.3.3.3 Epifytter på trær

I hagemark utgjør moser en viktig del av artsmangfoldet på trærne. Ofte utgjør de kvantitativt den viktigste delen, men artssammensetningen preges av få og dominerende arter som for eksempel ekornmose *Leucodon sciuroides*. For en stor del er det de samme faktorene som er viktige for moseartene som for lav. Mosefloraen varierer med treslag og alder på treet og ulike mikrohabitater spiller trolig også en viss rolle, men kanskje i mindre grad enn for en del lav. For eksempel er trolig ikke sprekkebark så viktig for moser, mens klimatiske forhold både lokalt og regionalt er viktig. Moser foretrekker generelt fuktige forhold og dominerer gjerne ved basis og på skyggesiden av trær der luftfuktighet og fordampning er lavest. Især på Vestlandet utgjør mosefloraen en kvantitativt sett viktig del. Som for lav er det ikke mulig å legge fram en oversikt over rødlistede arter knyttet til trær spesielt i hagemark, men i forbindelse med registrering av høstingsskog i 2011 ble moser tilknyttet alm, ask og lind gjennomgått, se **Tabell 4** (Jordal & Bratli 2012). Det er generelt få rødlistede moser som er knyttet til store gamle edellauvtrær. Alm er det treslaget som hadde flest arter totalt med 130 arter og av disse var fem på rødlista. På ask er det funnet 112 mosearter, hvorav syv rødlista. På lind er det funnet 53 mosearter og av disse står fem på rødlista. Totalt er det funnet 158 mosearter på disse tre treslagene til sammen. Blant disse er det åtte rødlistearter, men noen av disse er ikke spesifikt tilknyttet edellauvtrær. Almehårstjerne *Syntrichia laevipila* (VU) og barkhårstjerne *Syntrichia virescens* (VU) er eksempler på rødlistearter som helst forekommer på alm og ask. Edellauvtrær kan ikke sies å være et spesielt viktig substrat for rødlistearter av moser.

2.3.4 Sopp

2.3.4.1 Generelt

En rekke jordboende sopper finnes i grasmarker av ulike slag. Beitemarkssopp er en økologisk gruppe av sopp som oftest forekommer i kulturmarkseng, og som har tyngdepunkt her (**Figur 23**, **Figur 24**). De karakteriseres bl.a. av å være svært følsomme for gjødsling og jordarbeiding. En del av artene forekommer også i fastmarksskogsmark (edellauvskoger, kalkskoger), kystlynghei (særlig de som har en mosaikk av grasmark), fjæresonesystemer (strandenger, stabile sanddyner), kanter av rikmyr med mer, men dette utgjør oftest en liten til mindre del av totalpopulasjonene. Totalt defineres 156 arter i Norge som beitemarkssopp (revidert etter Jordal 1997 i forbindelse med arbeidet med kulturmarkseng i ARKO og Naturtyper i Norge), og 105 av disse står på rødlista 2010 (Brandrud et al. 2010).

Beitemarkssoppene har sterke økologiske fellestrekk, men hører til i ulike deler av soppriket (Fungi), og finnes innenfor begge de to store hovedgruppene (rekkene) stilksporesopper (Basidiomycota) og sekksporesopper (Ascomycota). Man følger her den systematiske inndelingen i Artsportalen (<http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/>). Alle skivesoppene pluss finger- og køllesoppene er en del av ordenen Agaricales i stilksporesoppene. Alle jordtungene ble tidligere regnet til familien Geoglossaceae i ordenen Helotiales innenfor sekksporesoppene. Dette gjelder fremdeles for slektene *Geoglossum* og *Trichoglossum*, mens *Microglossum* viser seg å være lite i slekt med de andre jordtungene.

Men også andre arter enn de som regnes som beitemarkssopp kan være av interesse i naturbeitemarker og hagemarker. Dette gjelder bl.a. røyksopper o.l., som ofte er tilpasset tørre, åpne enger med dyretråkk. I bl.a. Gudbrandsdalen finnes tørre, steppelignende enger som må vedlikeholdes ved beiting og som dermed er en kulturmarkseng og ikke en ekte steppe (Halvorsen et al. 2009c). I slike utforminger forekommer bl.a. flere røyksopper av slektene *Bovista* og *Lycoperdon*. Dessuten forekommer enkelte andre arter på styvingstrær og andre gamle trær, og da gjerne i hagemarker.

2.3.4.2 Rødlistearter

Av de totalt 156 beitemarkssoppene står 105 arter på rødlista. Det er bare én i kategori kritisk truet (CR), 17 i sterkt truet (EN), flest arter (47) i kategorien sårbar (VU), 25 i kategori nær truet (NT) og 14 i kategori datamangel (DD). DD-artene tilhører alle slekta rødsksesopp *Entoloma*. Det er en forholdsvis høy andel sårbare og sterkt truede arter (65 av 105, dvs. 63 %).

I tørrenger finnes bl.a. sjeldne arter som stor skålrøyksopp *Disciseda bovista* og dvergjordstjerne *Geastrum schmidelii* (). Dessuten forekommer enkelte andre arter på trær m.m. som også står på rødlista, slik at vi regner med 121 rødlistete sopparter tilknyttet naturbeitemark og hagemark (**Tabell 5**). Bl.a. finnes pelskjuke *Inonotus hispidus* stort sett på styva ask i hagemarker i indre Sogn.

For 6 rødlistede arter av beitemarkssopp er handlingsplan under utarbeiding ved at det foreligger utkast til faggrunnlag. Dette gjelder én CR-art og 5 andre som har en vesentlig del av sin europeiske populasjon i Norge ("ansvarsarter"). Ingen sopper i naturbeitemark er fredet i Norge, og sopp finnes heller ikke i Bern-konvensjonens lister.



Figur 23. Beitemarkssopper er ofte fargerike, her fiolett greinkøllesopp *Clavaria zollingeri*, en av fingersoppene. Foto: John Bjarne Jordal.



Figur 24. Rød honningvokssopp *Hygrocybe splendidissima* forekommer særlig i naturbeitemarker i kystlyngheiområdene, her fra Hordaland, Lindås, Lygra. Foto: John Bjarne Jordal.



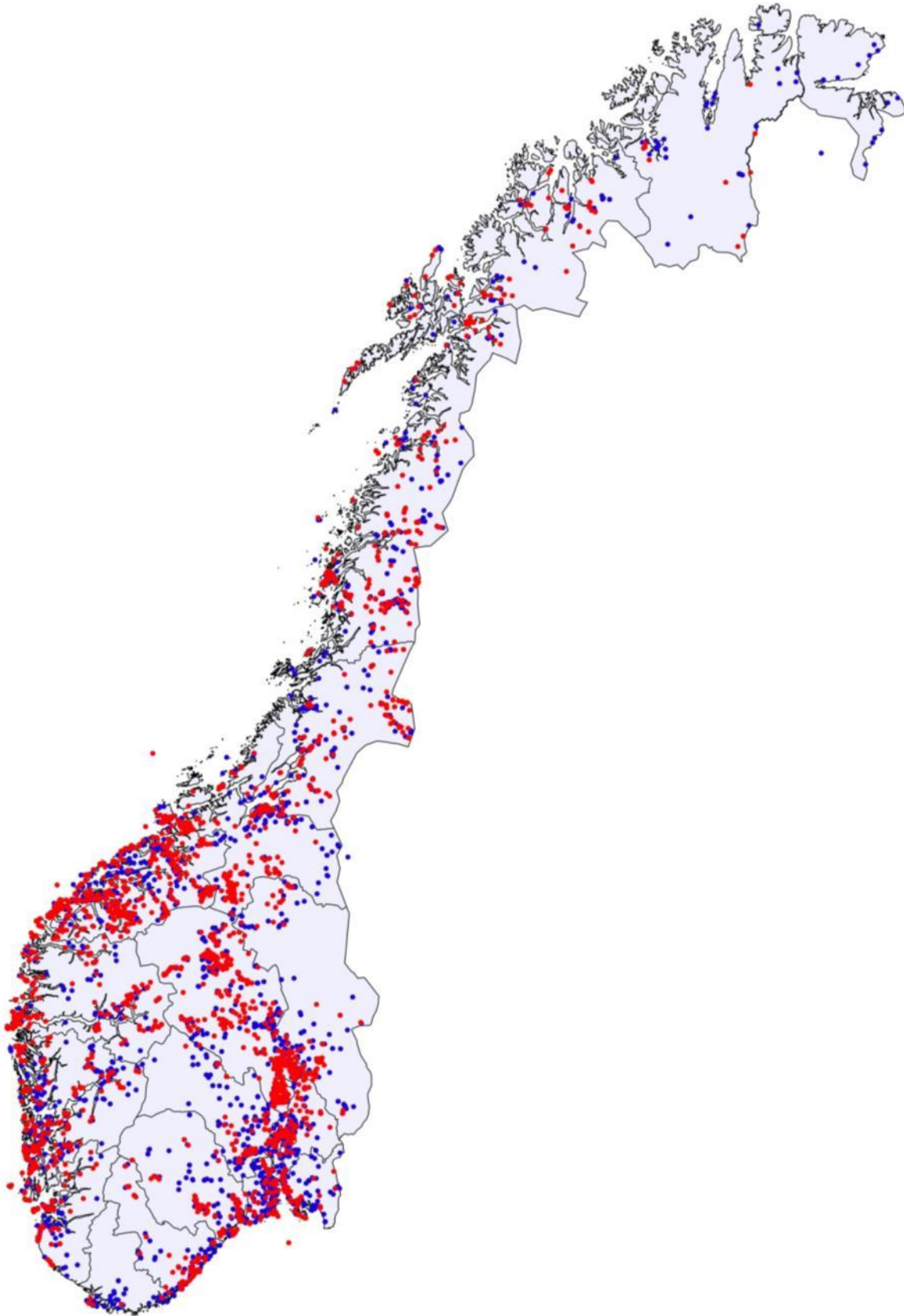
Figur 25. I de tørreste naturbeitemarkene i landet finnes sopparter knyttet til steppelignende habitater. Her dvergjordstjerne *Geastrum schmidelii* (CR) i Oppland: Vågå. Foto: John Bjarne Jordal.

Tabell 5. Fordeling av rødlistede sopper i naturbeitemark og hagemark etter kategorier i rødlista 2010 (Brandrud et al. 2010). Artene i utvalget er merket "kulturmark" i rødlistedatabasen (<http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/>).

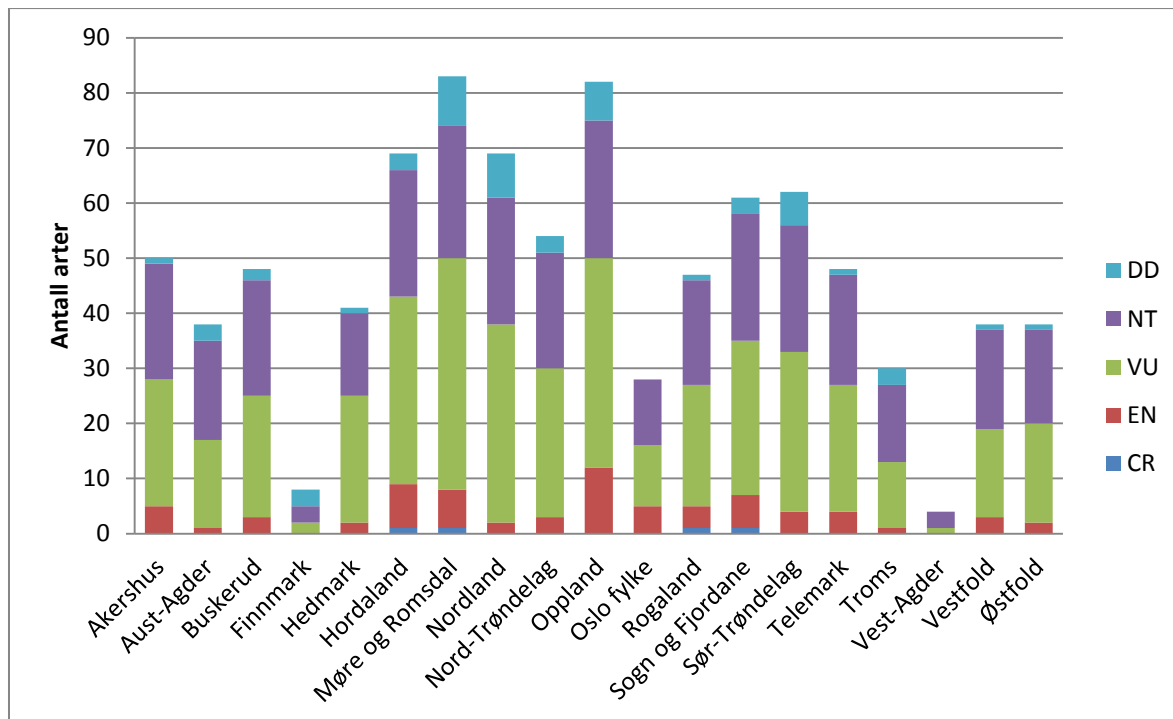
Kategori	2010
Kritisk truet (CR)	2
Sterkt truet (EN)	21
Sårbar (VU)	51
Nær truet (NT)	33
Datamangel (DD)	14
Totalt	121

2.3.4.3 Geografisk fordeling

Figur 26 gir en oversikt over hvor funn av rødlistede beitemarksopp i Norge er gjort, vist med røde prikker. Blå prikker er funn av ikke rødlistede beitemarksopp. Det går klart fram at det er tett med funn i visse regioner. I andre områder er det langt mellom funnene. I **Figur 27** er antall arter vist fylkesvis med fordeling på rødlistekategori. Det er disse fylkene som har flest funn og flest arter: Møre og Romsdal, Oppland, Hordaland, Nordland, Sør-Trøndelag og Sogn og Fjordane. De fylkene som har minst data er: Vest-Agder, Finnmark, Oslo, Troms, Østfold, Vestfold, Aust-Agder og Hedmark. Trolig avspeiler dette i en viss grad reelle tendenser, på den måten at de fylkene som har flest funn og flest arter også er reelt viktige fylker. De fleste fylkene er likevel for dårlig undersøkt. Av de som kanskje har størst potensiale for å gjøre nye funn, er f.eks. Telemark, Buskerud, Hedmark, Nord-Trøndelag, Nordland og Troms.



Figur 26. Funn av beitemarkssopp i Norge pr. januar 2011. Røde prikker: funn av rødlistearter. Blå prikker: funn av beitemarkssopper som ikke er på rødlista. Røde prikker ligger over de blå. Kilde: Artsdatabanken (2011) og Bratli et al. (2011).



Figur 27. Fordeling av antall arter av beitemarksopp på kategorier og fylker basert på Artskart (Artsdatabanken 2011, Bratli et al. 2011).

De fleste soppkyndige mennesker i Norge bor på Østlandet og særlig i Oslo-området, og likevel ligger f.eks. Oslo, Østfold og Vestfold lavt i antall funn og antall arter. Man fristes til å tro at dette også avspeiler en reell situasjon - at det er generelt mindre gode habitater og mindre sjeldne beitemarksopper i disse områdene.

2.3.5 Fugl

2.3.5.1 Generelt

Fugler er mer mobile enn karplanter og kryptogamer, og bruker større arealer og ulike deler av landskapet. Når det gjelder fuglers forekomst i kulturlandskapet snakker man i større grad om funksjonsområder i forhold til næringsøk og hekking. Fuglenes forhold til kulturlandskap i Norge behandles av bl.a. Fjeldstad (2007), Fremming (1984a, 1984b), Gjerhaug et al. (1994), Mysterud & Mysterud (2000), Solheim (1989) og Thingstad & Vie (1995). En rekke arter finner næring eller hekkeplass i jordbrukslandskapet. Dette gjelder f.eks. linerle, gulerle, taksvale, låvesvale, gulspurv, ringdue, tyrkerdue, kråke, skjære, fiskemåke og rødlistearter som sanglerke, åkerrikse, vaktel, vipe, storspove, hortulan og svartrødstjert. Disse kan imidlertid neppe sies å være spesielt knyttet til naturbeitemarker. Ellers har en del småfuglearter preferanser i forhold til hekking i buskrike beitemarker som einerhager. Dette gjelder f.eks. møller, buskskvett, tornskate og tornirisk (Gjerhaug et al. 1994). Også noen hulerugende arter bruker åpne landskap for næringsøk, som f.eks. stær, grønnspett og skogdue, og enda flere slike arter kan leve i hagemarker som inneholder egnete trær til hekking, f.eks. dvergspett og hvitryggspett. Mange fuglearter trives i landskap som inneholder hagemarker.

I en svensk undersøkelse er mangfold av kulturlandskapstilknyttede fuglearter i 88 naturbeitemarker sammenlignet med mangfold av karplanter i de samme lokalitetene. De

fant ingen samvariasjon mellom fugl og karplanter i en størrelsesskala på 2-15 hektar. Det som i størst grad forklarte variasjonen i fuglefaunaen var landskapet rundt lokalitetene. Lokaliteter omgitt av et åpent kulturlandskap hadde flere kulturlandskapstilknyttede fuglearter enn lokaliteter beliggende i skogkanter (Pärt & Söderström 1999). Det som derfor vil gi størst bidrag til å forklare variasjoner i fuglefaunaen i kulturlandskapet, er landskapets kvaliteter over større arealer enn det man vanligvis opererer med i Naturbase, og flere naturtyper enn dem som finnes i Naturbase vil ha betydning.

2.3.5.2 Rødlisterarter

De fleste rødlista fugleartene i kulturlandskapet (totalt ca. 25 arter) lever av invertebrater, eller for noen arters vedkommende småpattedyr/småfugl. Det som begünstiger artens næringstilgang og hekkemuligheter vil også begünstige artens bestander. Det synes som at både invertebrater og en god del av de rødlista fugleartene begünstiges av et moderat beitetrykk (ikke kraftig nedbeiting eller helsesongbeite) med variasjon i vegetasjonshøyde. Videre synes det som at svak gjødsling kan gi en svak økning i mangfold av både en del invertebrater og en del rødlista fuglearter (Pärt & Söderström 1999, Southwood & van Emden 1967). Av rødlistearter med handlingsplan eller faggrunnlag finnes åkerrikse, svarthalespove og hortulan i kulturlandskapet. Forekomst av rødlistede fuglearter kan styrke den forvaltningsmessige verdien til en lokalitet, men det er vanskelig å finne kriterier for utvalg av verdifulle naturbeitemarker basert på forekomst av fuglearter.

2.3.6 Virvelløse dyr

2.3.6.1 Generelt, rødlistearter

Virvelløse dyr (invertebrater), særlig insekter, omfatter en rekke arter knyttet til grasmarker, herunder kulturmarksenger. Kulturmarkseng anses som et av de viktigste "hotspot-habitatene" for invertebrater i Sverdrup-Thygeson et al. (2011a) med i alt 380 rødlistede arter (Tabell 6). Av disse er særlig biller, sommerfugler og tovinger tallrike, men også nebbmunner, veps og edderkoppdyr har mange arter. Ikke alle disse er like sterkt tilknyttet kulturmarkseng, mange finnes også i andre naturtyper. Livsstrategiene er høyst forskjellige, fra planteetere som kan være monofage (lever bare på én planteart) eller polyfage (kan leve på forskjellige plantearter) på overjordiske eller underjordiske plantedeler, via arter som lever som rovdyr eller parasitter på andre dyr, til arter som lever på detritus eller soppmycel, og arter som kan holde til i maurtuer, musebol og mye annet. Mange av insektene utnytter også selve jorda på kulturmarka som substrat for reir og larver. Dette kan være åpne soleksponerte flater med glissen vegetasjon, veiskjæringer, sandområder og lignende. Mange arter av villbier og graveveps lever utelukkende i slike naturtyper (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a).

Blant de 128 artene man antar har dødd ut fra norsk natur siden år 1800, har 49 vært knyttet til kulturmarksarealer. Dette gjelder bl.a. 13 ville biearter og mange billearter (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Gjennomgangen nedenfor er, hvis ikke annet er referert, hentet fra siste rødliste (Kålås et al. 2010) og databaser knyttet til denne (tilgjengelig på <http://www.artsportalen.artsdatabanken.no/>). Merk likevel at habitatkrav i rødlistebasen ikke er like detaljert for alle organismegrupper.

Tabell 6. Antall rødlistearter i ulike grupper av virvelløse dyr angitt for "kulturmark" (Kålås et al. 2010, tabell 7 s. 64) og "kulturmarkseng" (eget databasesøk). DD-arter var ikke med i søket for kulturmarkseng. Under handlingsplan/faggrunnlag nevnes arter som inngår i en vedtatt handlingsplan eller oppstartet faggrunnlag (<http://www.dirnat.no/content/1232/Oversikt-over-handlingsplaner>).

Artsgruppe	Kultur- mark	Kultur- marks- eng	Handlingsplan/faggrunnlag under arbeid
Bløtdyr (rekke Mollusca)	1	0	
Edderkoppdyr (klasse Arachnida)	33	31	
Krepsdyr (underrekke Crustacea)	1	1	
Biller (orden Coleoptera)	175	153	dragehodeglansbille <i>Melighetes norvegicus</i>
Nebbmunnere (orden Hemiptera)	33	27	
Rettvinger (orden Orthoptera), kakerlakker (orden Blattodea) og saksedyr (orden Dermaptera)	1	1	
Sommerfugler (orden Lepidoptera)	84	92	mnemosynesommerfugl <i>Parnassius mnemosyne</i> ; heroringvinge <i>Coenonympha hero</i> ; solblomengmøll <i>Digitivalva arnicella</i> ; lakrismjeltblåvinge <i>Plebejus argyrognomon</i> ; prikkkrutevinge <i>Melitaea cinxia</i> og niobeperlemorvinge <i>Argynnis niobe</i>
Spretthaler (orden Collembola)	1	1	
Tovinger (orden Diptera)	48	47	
Vepser (orden Hymenoptera)	71	27	rødknappsandbie <i>Andrena hattorfiana</i> og ildsandbie <i>Andrena marginata</i> ; slåttehumble <i>Bombus subterraneus</i> , kløverhumble <i>B. distinguendus</i> og bakkehumble <i>B. humilis</i>
Sum	448	380	ca. 10 arter

2.3.6.2 Krepsdyr

Krepsdyrene (underrekke Crustacea) har relativt få landlevende arter. Blant disse er bare én rødlisteart angitt for kulturmarkseng: skrukketrollet (isopoden) *Armadillidium opacum*, som bare er funnet ved Lauvåsen i Skien og Tromøya i Arendal.

2.3.6.3 Edderkoppdyr

Edderkoppdyr (klasse Arachnida) består av fire hovedgrupper: vevkjerringer (orden Opiliones), mosskorpioner (orden Pseudoscorpiones), midd (underklasse Acari, består av flere ordener) og edderkopper (orden Araneae). Mest artsrik er gruppa midd, men disse er generelt dårlig kjent og ikke vurdert i rødlistesammenheng. Edderkoppene er den nest mest artsrike gruppa, og har mange arter i åpne habitater som elvebredder, sand- og grusstrender, strandenger, åpen grunnlendt naturmark og kulturmarkseng. Alle rødlista edderkoppdyr i kulturmarkseng tilhører edderkoppene (31 arter), og disse er rovdyr som fanger andre invertebrater. I rødlisten oppgis imidlertid også at flere mosskorpioner finnes i elementer i det gamle kulturlandskapet, som staller og utløer. Noen arter finnes også i store, gamle trær bl.a. i hagemarker, som råteskorpion (*Allochernes wideri*) i gamle hule eiker.

2.3.6.4 Biller

Billene (orden Coleoptera) er en av de største insektgruppene i Norge med over 3500 arter, hvorav de fleste er landlevende. 3425 arter er vurdert for rødlista og 829 arter er oppført på rødlista. Blant billene finnes en rekke arter i grasmarker og kulturmarkseng, og med et stort mangfold av ulike livsstrategier knyttet til næringsnettene her. De ulike artene kan være rovdyr (mange både som larve og voksen), planteetere (kan være knyttet til ulike plantedeler og kan være polyfage eller monofage), noen spiser sopp eller sopphyfer, videre er en stor gruppe nedbrytere som lever på f.eks. død ved, gjødsel, kompost eller døde dyr. Et flertall av billene er varmekjære og har en sørøstlig utbredelse, dvs. de er først og fremst utbredt i Østlandsområdet og Sørlandet, men noen har også isolerte bestander i solvarme strøk på Vestlandet. Flere billearter i kulturmarkseng har larver i jorda og er avhengige av god drenering, høy temperatur og liten grad av forstyrrelse for å overleve (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Mange åpenmarksarter anses å være truet av habitatendringer, som gjengroing, gjødsling og for intensivt beite. Det er kjent hele 153 rødlistearter i kulturmarkseng (18 % av alle rødlista billearter), noe som gjør billene til den mest artsrike invertebrat-gruppa i dette habitatet i rødlista. For hele 132 av disse artene oppgis at de finnes i boreonemoral sone, mens vesentlig færre er oppgitt for andre soner. 69 av artene oppgis å være knyttet til levende planter. En spesialisert artsgruppe knyttet til beitemark er møkkbiller, hvorav 21 arter er rødlistet. Under kartlegging av møkkbiller i ARKO-prosjektet ble mange arter ikke gjenfunnet der de har vært funnet tidligere (Ødegaard et al. 2011a). Det er særlig ugjødslete naturbeitemarker, samt sanddynemark og strandenger i kystnære strøk i lavlandet på Øst- og Sørlandet som utgjør de viktigste naturtypene for rødlistete møkkbiller. Nesten halvparten av alle norske møkkbiller er på rødlista på grunn av at de er svært sårbare ovenfor miljøendringer. Mange arter har derfor gått sterkt tilbake de siste 100 år som følge av endringer i landbrukspraksis (Ødegaard et al. 2011a). Av handlingsplaner eller faggrunnlag er det såvidt man kan se bare én som er aktuell, nemlig dragehodeglandsbille *Melighetes norvegicus* som er monofag på dragehode.

2.3.6.5 Nebbmunner

Nebbmunner (orden Hemiptera) teller vel 1200 kjente norske arter og består av teger (underorden Heteroptera), sikader (underorden Auchenorrhyncha) og plantesugere (underorden Sternorrhyncha). Nebbmunnene karakteriseres av at de har sugesnabel, og de fleste artene livnærer seg på plantesaft. Blant tegene finnes imidlertid flere arter som er rovdyr, men også arter som lever av frø eller sopp. Tegene kan deles i vannteger, vannoverflateteger og landteger. De fleste artene av landteger, og mange arter av sikader og plantesugere, lever i tørre, varme og åpne områder som rasmarker, kulturmark og strandenger. Sikadene er ofte tilknyttet trær, busker, urter eller gras hvor de suger plantesaft. Plantesugere deles i sugere, bladlus, skjoldlus, mellus og dvergbladlus, hvorav bare sugerne er vurdert for rødlista. Av 826 vurderte arter for rødlista er 171 rødlistet, hvorav 27 er angitt for kulturmarkseng. Blant disse er det fem sikader, to plantesugere og 20 teger.

2.3.6.6 Rettvinger

Rettvinger (orden Orthoptera) omfatter grashopper og sirisser (30 arter i Norge), hvorav mange arter finnes i åpne grasmarker. Blant disse er én rødlisteart angitt for kulturmarkseng: vortebiter *Decticus verrucivorus*, som er utbredt over store deler av Østlandet og sørvestover til Rogaland. Den er knyttet til slåtte- og beitemark, noe som gjør at den lett kan forsvinne ved gjengroing. Den er også funnet i lynghei. På slåttemarkslokaliteten Ryghsetra i Nedre Eiker i Buskerud opptrer arten meget vanlig.

2.3.6.7 Sommerfugler

Sommerfugler (orden Lepidoptera) teller i Norge vel 2200 arter, og er en viktig gruppe i kulturlandskapet (**Figur 28**). 462 arter er ført opp på rødlista. Blant disse er 92 rødlistearter angitt for kulturmarkseng, som er det nest høyeste artsantallet blant grupper av virvelløse dyr. Sommerfugler er godt representert i Artskart etter et mangeårig frivillig arbeid (arbeidsgruppa Leparb). Med få unntak lever sommerfugllarver som planteetere på ulike plantearter, og kan være monofage eller polyfage. Derfor henger mangfoldet av sommerfugler nøye sammen med mangfoldet av karplanter. Som for biller og flere andre insektgrupper er mangfoldet størst i de varmeste strøkene av landet, dvs. særlig Øst- og Sørlandet, men også i varme fjordstrøk på Vestlandet. Når det gjelder grupper med mange rødlistearter bør dagsommerfugler og bloddråpesvermere framheves. Av handlingsplaner eller faggrunnlag under arbeid er det noen få aktuelle. Mnemosynesommerfugl (*Parnassius mnemosyne*) har hovedforekomst i rasmarker, men kan imidlertid også påtreffes på jakt etter nektarproduserende blomster i veikanter og kulturmarksenger. Denne arten har en godkjent handlingsplan. For heroringvinge *Coenonympha hero*, solblomengmøll *Digitivalva arnicella* (og vertsplanten solblom), lakrismjeltblåvinge *Plebejus argyrognomon*, prikkkrutevinge *Melitaea cinxia* og niobeperlemorvinge *Argynnis niobe* utarbeides for tiden faggrunnlag med tanke på handlingsplaner.



Figur 28. Seksflekket bloddråpesvermer *Zygaena filipendulae* er en relativt utbredt sommerfugl i naturbeitemarker langs kysten, her fra Hatthaugane (Møre og Romsdal, Aukra). Foto: John Bjarne Jordal.

2.3.6.8 Spretthaler

Spretthaler (orden Collembola) teller 334 norske arter, hvorav 52 er rødlistet. Dette er en av de få gruppene av invertebrater som er godt representert i Artskart. Artene er ofte svært individrike som bl.a. nedbrytere av råtnende plantemateriale i jord i de fleste naturtyper på land. Blant spretthalene er én rødlisteart angitt for kulturmarkseng: *Archaphorura serratotuberculata*, som er funnet to ganger i Norge, den ene gangen i ei tørreng i Buskerud.

2.3.6.9 Tovinger

Tovinger (orden Diptera) kan deles i de to hovedgruppene mygg (Nematocera) og fluer (Brachycera). Det er kjent omlag 5000 arter i Norge, og det kan godt være 1000 til som ikke er funnet, men bare 2200 arter er vurdert for rødlista, og av disse er 319 med på rødlista. Larvene lever ofte på rester av planter og dyr, mens andre spiser levende planter, eller lever som predatorer eller parasitter. Flertallet av rødlisteartene er tilknyttet gammel skog. Blant tovingene er 47 rødlistearter angitt for kulturmarkseng. Det er det tredje høyeste artsantallet blant grupper av virvelløse dyr. Blant disse er det hele 20 arter av blomsterfluer, som er en godt undersøkt gruppe (bl.a. Nielsen 1999). Ellers er det bl.a. seks arter av humlefluer, fire soppmygg, to rovfluer og to klegg-arter.

2.3.6.10 Vepser

Vepsene (orden Hymenoptera, tidligere kalt årevinger) er en av de største gruppene av virvelløse dyr i Norge, med rundt 4300 kjente arter, mens man antar at det virkelige tallet ligger rundt 8000. Det vil da også si at dette er en av de dårligst kjente gruppene. I denne ordenen finnes velkjente og godt undersøkte grupper som maur, bier, humler og stikkveps, som omfatter avanserte sosiale insekter. Det finnes imidlertid også en rekke arter av små parasittiske veps som er dårlig kjent. Mange av disse er svært spesialiserte. Levemåten for mange arter av vepser er parasittisk, mens andre danner galler på planter, eller spiser planter (bladveps). Av 1267 vurderte arter er 253 oppført på rødlista. Av disse er 27 angitt for kulturmarkseng, men dette tallet bør trolig forhøyes vesentlig etterhvert som man får bedre data (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Blant rødlisteartene er det sju humlearter (Apidae), fem bladveps (Tenthredinidae), to biearter (Andrenidae) og to maurarter (Formicidae). Villbiene står i en særstilling som indikatorer på verdifulle kulturmarkstyper gjennom deres krav til både reirplass og pollinasjonsplanter. Viktige planter for våre ca. 200 arter av villbier er ertebloomster, blåklokke, rødknapp, kurvplanter (særlig knoppurter), samt selje og vierarter (Sverdrup-Thygeson et al. 2011a). Av handlingsplaner eller faggrunnlag under arbeid er det et par aktuelle. Dette gjelder én for rødknappsandbie *Andrena hattorfiana* og ildsandbie *Andrena marginata*, og én for slåttehumble *Bombus subterraneus*, kløverhumle *B. distinguendus* og bakkehumble *B. humilis*.

2.3.6.11 Forvaltningsmessige vurderinger og skjøtsel

Gjennomgangen av virvelløse dyr tilknyttet kulturmarksenger viser at naturtypen er viktig for mange av disse artene og at mange vurderes som rødlistet. De er derfor viktige i forvaltningsmessig sammenheng. Imidlertid er kunnskapsgrunnlaget mangelfullt for de fleste lokaliteter. Undersøkelse av disse gruppene krever spesialkompetanse og er i tillegg tidkrevende. Likevel bør eksisterende kunnskap brukes til å prioritere lokaliteter med et stort, kjent mangfold av invertebrater, da særlig de med mange rødlistearter. Et viktig trekk er at det er flest rødlistearter i varme strøk på Øst- og Sørlandet, noe som bør påkalle oppmerksomhet i den regionale forvaltningen.

Mangfoldet av økologiske tilpasninger og sterkt grad av spesialisering hos mange arter og artsgrupper hos invertebratene medfører trolig at skjøtsel som fremmer stor variasjon av mikrohabitater og vegetasjonsstruktur er gunstig. Arts sammensetningen av karplanter er trolig viktig for nektar- og pollensøkende insekter. I en svensk undersøkelse fant man at økende dekning av busker og trær i beitemark var gunstig for invertebrater (Söderström et al. 2001). Artsantallet av nektarsøkende sommerfugl og humler avtok med beiteintensitet. Flere andre studier viser også økende artsantall ved redusert beiteintensitet, blant annet var artsantallet av sommerfugler høyere i gjengroende beiter i en finsk undersøkelse (Pöyry et al. 2004). Sjödin et al. (2008) fant at beiteintensitet påvirket ulike artsgrupper ulikt og peker på behov for differensiert beiteintensitet innen enger eller i enger på

landskapsnivå. Høyere diversitet i høy vegetasjon kan komme av økt strukturell diversitet. Söderström et al. (2001) fant at en viss gjødsling var gunstig for biller trolig på grunn av økt produktivitet. Noen arter er knyttet til plantearter som tåler gjødsling svært dårlig, og anbefalinger om skjøtselen må tilpasses dette.



Figur 29. Naturbeitemarker i Finnmark beites ofte av tamrein i tillegg til andre dyr, f.eks. sau. Her fra Vadsø, Salttjern. Lokaliteten har en artsrik beitemark i mosaikk med kreklinghei. Foto: John Bjarne Jordal.

2.4. Økosystemtjenester

Økosystemtjenester er definert som den nytte vi har av naturen, og er et samlebegrep for alle de grunnleggende goder som naturen forsyner oss med, og som vi ofte har en tendens til å ta for gitt. I noen tilfeller har økosystemtjenestene et økonomisk omfang og kan potensielt gis en økonomisk verdi. Samtidig er mange andre aspekter av naturen verdifulle, uten at de kan verdsettes i et økonomisk perspektiv, da de ikke er koblet til sosiale eller individuelle økonomiske avveininger (se Rusch 2012).

2.4.1 Mat- og virkesproduksjon

Norske naturbeitemarker og hagemarker gir økonomiske verdier gjennom bl.a. uttak av ved og virke eller matproduksjon gjennom beitedyrenes beiting. Naturbeitemarkene er bærekraftige økosystemer som ofte har vært utnyttet i meget lang tid uten tilførsel av gjødsel. Beiteressursene i utmarka utnyttes i dag av mer enn to millioner husdyr, men det finnes beitegrunnlag for mange flere. Dette bør være høyst aktuelt sett i sammenheng med at man mener det er behov for å øke matproduksjonen i Norge med 20 % innen 2030. Utnyttelse av utmarksbeitene kan dessuten føre til en vinn-vinn-situasjon gjennom at man både bidrar til økt matvareproduksjon og til ivaretagelse av trua naturtyper og arter (jf. bl.a. Bruteig et al. 2003).

Bruk av artsrike naturbeitemarker kan i tillegg gi grunnlag for utvikling av lokal mat og bygdeutvikling. Artssammensetningen i naturbeitemarker og hagemarker er karakterisert av stedeegne arter som naturlig forekommer i området og som kan ha tilpasset seg lokale særegenheter som klima, topografi, jordsmonn og driftsmetoder, og dermed utviklet unike stedeegne egenskaper og genkombinasjoner. Artssammensetningen i naturbeitemarkene kan ha betydning for kvaliteten på matproduktene fra beitedyrene. Studier har for eksempel vist at melk, melkeprodukter og kjøtt produsert på artsrike naturbeitemarker i seterområder inneholder mer antioksidanter og flerumettede fettsyrer enn tilsvarende konvensjonelle produkter (se bl.a. Bele et al. 2009, Sickel et al. 2012). Internasjonalt har slike sammenhenger fått stadig sterkere oppmerksomhet bl.a. gjennom FN-rapporten «The Millenium Ecosystem Assessment» (MEA 2005) og flere ulike studier (se for eksempel Setchell et al. 2002).

2.4.2 Viktige genressurser

I tillegg til arealenes direkte produksjon av mat er mangfoldet av gener og egenskaper hos plantene som finnes i naturbeitemark av stor økonomisk verdi. Tilgang til plantegenetisk mangfold er en viktig økosystemtjeneste og den viktigste enkeltfaktoren som behøves for å utvikle nye plantesorter som kan øke global matproduksjon. Bruk og utveksling av plantegenetiske ressurser er en global virksomhet som alle land må bidra til; Norge får tilgang til genetisk materiale fra andre land og stiller til gjengjeld vårt materiale til disposisjon for andre lands forskning, utvikling og planteforedling (Sæther 2012). Dette er blant annet stadfestet gjennom Den internasjonale plantetraktaten for mat og landbruk (ITPGRFA, se: <http://www.planttreaty.org/>).

Plantetraktatens Annex 1 inneholder en liste over de fleste av verdens viktigste plantearter og planteslekter som traktaten skal sikre bevaring og utveksling av genressurser av. Listen inneholder ville slektinger til viktige mat- og fôrplanter som er naturlig hjemmehørende i norske naturbeitemarker og hagemarker. Dette gjelder for eksempel fôrplanter innen ertefamilien som fuglevikke *Vicia cracca*, gjerdevikke *V. sepium*, tofrøvikke *V. hirsuta*, firfrøvikke *V. tetrasperma*, rødkløver *Trifolium pratense*, hvitkløver *T. repens*, harekløver *T. arvense*, tiriltunge *Lotus corniculatus*, gulskolm *L. pratensis* og knollerteknapp (*L. linifolius*). Videre inneholder listen en rekke av våre stedeegne arter innen flere græslekter bl.a. rapp *Poa*, reverumpe *Alopecurus*, kvein *Agrostis* og svingel *Festuca*. Av matplanter på listen kan for eksempel nevnes markjordbær (*Fragaria vesca*) og villeple *Malus sylvestris* som også hører hjemme i norske naturbeitemarker og hagemarker.

Hagemarker, naturbeitemarker og slåttemarker bidrar til å opprettholde en genbank av lokaltilpassede eng- og beiteplanter. Går disse tapt mister vi også viktig avlsmateriale for utvikling av nye plantesorter som kanskje kan være resistente mot sykdommer og ikke minst, kan takle et endret klima. Vedlikehold og utvikling av naturbeite- og hagemarkenes genressurser for framtidig matproduksjon er viktig. Disse genetiske ressursene bevares best for framtida ved *in situ* bevaring i deres naturlige og semi-naturlige habitat.

2.4.3 Pollinering

Pollinering er en viktig økosystemtjeneste, og gjennomføres i størst omfang av insekter. Hele 84 % av våre plantearter er avhengig av insektpollinering (www.artsdatabanken.no). Siden naturbeitemarker og hagemarker er artsrike biotoper med en rekke blomstrende urter og trær er disse viktige biotoper for nektar- og pollensankende insekter.

Landbruksproduksjonen er avhengig av insekter som bestøver (pollinerer) avlingen. Ville bier og humler har en mye viktigere rolle enn tidligere antatt, blant annet når det gjelder pollinering av frukt- og bærplanter.

Manglende pollinering er et stort problem i bl.a. kløverfrøproduksjonen, og dermed også for den norske matproduksjonen. Alle kløverplantene er sjølsterile og helt avhengig av insektpollinering, akkurat som de fleste sorter av eple, pære, plomme og mange andre frukt- og bærslag. De siste 10-15 årene har kløveravlingene blitt stadig redusert. På grunn av et tilnærmet nullår for rødkløverfrøproduksjon i 2011 ble det mangel på norske rødkløverfrø i 2012. De minkende avlingene kan ha sammenheng med at bestandene av pollinerende insekter både i Norge og ellers i verden har blitt færre. Mangel på humler, bier og andre pollinatorer skyldes forandringer i kulturlandskapet, som blant annet økt intensivering av jordbruksdrifta. Årsakene er sammensatte, men en antar at gjengroing av kulturlandskapet, klimaendringer, økte arealer med monokulturer, bruk av pesticider og gjødsling av beiter må ta sin del av skylda. Forsøk har vist at artsrik eng med stort biologisk mangfold i nærheten av rødkløvereng øker antall humler og bier, og gir bedre og flere frø (Øverland 2011).

Det er gjort flere studier som beregner naturens verdi i kroner og øre, og ifølge Balmford et al. (2008) anslås den årlige økonomiske verdien av insektenes pollinering å være rundt 1200 milliarder kroner. Det utgjør om lag 10 % av verdien av verdens samlede jordbruksproduksjon. Også her i Norge skal den økonomiske verdien av naturen og dens tjenester utredes. Regjeringen etablerte høsten 2011 et ekspertutvalg for verdier av slike økosystemtjenester. Utvalget vil bygge blant annet på det internasjonale prosjektet "The Economics of Ecosystem Services and Biodiversity" (TEEB) som har sett på økonomi, biologisk mangfold og økosystemtjenester. Under konvensjonen om biologisk mangfold er det etablert et program om pollinatorer (Convention's cross-cutting initiative on the conservation and sustainable use of pollinators). Det har blant annet som mål å fremme bevaring, restaurering og bærekraftig bruk av mangfoldet av pollinerende insekter i jordbruket og i beslektede økosystemer.

Det er slått alarm verden over fordi tambiene dør i stor skala. Bikubene er plutselig tomme og både pollinering og honningproduksjon stanser. Årsakene til tambienes død er også sammensatt, men sykdom og parasitter antas å være en viktig faktor. Det er da avgjørende at vi har ville bie-arter og andre insekter som sørger for pollinering.

Fragmenteringen av landskapet og store monokulturer er den viktigste årsaken til at mange arter av ville bier og humler dør ut. Den globale krisen for pollinatorer er et eksempel på den intime avhengigheten mellom bærekraftig landbruk og tilstanden for det biologiske mangfoldet i naturmiljøet omkring.

2.4.4 *Reguleringsstjenester*

Trær gir skygge og påvirker nedbørsmengde og vanntilgjengelighet både lokalt og regionalt. Trær og planter er også viktig for luftkvaliteten, fordi de bidrar til å fjerne forurensning fra atmosfæren.

Marka har et stort karbonlager og det er stadig utveksling mellom atmosfærens CO₂ og jordens organiske karbonlager gjennom tilførsel av karbon via fotosyntesen og produksjon av dødt organisk materiale. Tilførselen balanseres ved at nedbryting tilbakefører CO₂ til atmosfæren. Balansen mellom tilførsel og nedbryting avgjør om karbon lagres i jorden eller om jorden blir en karbonkilde. Skogen binder mer karbon i biomasse enn kulturmarkseng/naturbeitemark, men begge naturtypene lagrer omtrent like mye karbon i jorden, ca. 100 kg karbon/ha og år. Vi har imidlertid fortsatt for liten kunnskap om den

totale klimaeffekten av semi-naturlig grasmark sammenlignet med skog og andre naturtyper, og om den øker eller minker hvis lysåpne naturbeitemarker erstattes av tett skog. For å kunne sammenligne klimanytten av naturbeitemark, skog og andre naturtyper trengs først og fremst bedre kunnskap om betydningen av albedo (Dahlberg et al. in print).

Også andre økosystemtjenester fra naturbeitemarker og hagemarker er verdifulle, uten at de alltid kan verdsettes i et økonomisk perspektiv. Det gjelder bl.a. støttende økosystemtjenester som er grunnleggende funksjoner i et økosystem og nødvendige for andre økosystemtjenester, som eksempelvis jorddannelse, resirkulering av næringsstoffer og primærproduksjon.

2.4.5 Kulturlandskapet

Kulturelle økosystemtjenester som estetiske opplevelser, rekreasjon og helse kan ikke alltid vurderes økonomisk, men i bl.a. turismesammenheng kan de representere store økonomiske verdier (**Figur 30**). Det tradisjonelle kulturlandskapet med naturbeitemarker og andre gamle kulturmarker kjennetegnes av lysåpenhet og variasjon. Dette er en type landskap som psykologiske studier har vist at de fleste mennesker setter stor pris på (Dramstad et al. 2001, Strumse 2002). De kan derfor ha stor betydning både som nærmiljø og for turisme. I dag har de fleste gamle kulturmarker grodd igjen. Når kulturlandskapet lukkes, forringes landskapets verdi for turisme og friluftsliv (Austad & Ådland 2002). De områder der større arealer av naturbeitemark fortsatt preger landskapet har derfor en spesiell verdi som fellesressurs som kan brukes i en bærekraftig steds- og regionutvikling. I Emanuelsson (2009) gjøres det en analyse av hvor de største natur- og kulturverdiene knyttet til kulturmarker og kulturlandskap i Europa finnes. Resultatet av analysen viser at de største og mest verdifulle områdene finnes på Balkan, på Pyreneiska halvøya og i nordligste Europa. I Nord-Europa er det spesielt Norge som utmerker seg.



Figur 30. Seterlandskap i midtre fjordstrøk på Vestlandet. Her fra Møre og Romsdal, Ørsta, Myklebustsetra, med noen av Sunnmørsalpene i bakgrunnen. Foto: John Bjarne Jordal.

3. Utbredelse og status

3.1 Naturbeitemark og hagemark i Europa

Intensivering av jordbruket, men også gjengroing, har ført til at størstedelen av de europeiske naturbeitemarkene har forsvunnet slik at det nå gjenstår mindre enn 10 % (Bernes 1993, Stanners & Bourdeau 1995). De største arealene av gjenværende naturbeitemarker finnes i dag i Spania og noen andre Middelhavsland samt i Romania og Polen (Emanuelsson 2009). Også England har relativt sett store grasmarksarealer, men arealet med semi-naturlig engvegetasjon har gjennomgått en kraftig arealreduksjon siden 1930 og hovedårsaken er konvertering av semi-naturlig eng til dyrket mark (Fuller 1987). Innen EU anslås arealreduksjon av semi-naturlig grasmark i perioden 1990 til 2003 til 12,8 % (FAO 2006). Europa er en gjennomkultivert verdensdel, 47 % av arealet er jordbruksmark (EEA 2010). I tillegg til intensivering fører gjengroing til arealreduksjon av semi-naturlige grasmarker. Det er estimert at 76 % av grasmarkshabitatene har en utilfredsstillende bevaringsstatus. Et areal dobbelt så stort som Luxemburg med grasmarker er tapt mellom 1990 og 2006 (EEA 2010). Tilbakegangen av sommerfugler i grasmarker anslås til 70 % siden 1990. I EU gis det i dag miljøstøtte til bønder som ivaretar verdifull naturbeitemark. Også gjennom det europeiske Miljødirektoratet betales det støtte til bevaring av slike marker hvis de har blitt definert som Natura 2000-områder.

3.2 Naturbeitemark og hagemark i Norge

3.2.1 Kartleggingsprosjekter og forvaltningsregimer

Naturbeitemark og hagemark i Norge som ennå er i drift forvaltes først og fremst gjennom landbruket og de økonomiske virkemidlene over jordbruksavtalen. De siste 20 årene har det vært flere prosjekter som omfatter kulturlandskap, som har bidratt til betydelig økt kunnskap om naturbeitemark og hagemark, både kartlegging, verdisetting og prioriteringer for forvaltning og tiltak. Kartlegginger og registreringer som omfatter naturbeitemark og hagemark er i varierende grad fulgt opp med tiltak og skjøtsel.

Siden 1999 er naturbeitemark og hagemark kartlagt og verdisatt etter DN-håndbok 13 (Anonym 2007) gjennom naturtypekartlegging i regi av DN, Fylkesmennene og kommunene og gjennom det Nasjonale programmet for kartlegging og overvåking.

Viktige kartleggingsprosjekter og forvaltningsregimer som omfatter naturbeitemark og hagemark er:

- Verneområder, indirekte inngår mange naturbeitemarker og hagemarker (MD, DN 1970-2010).
- Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap (MD, DN med deltakelse av landbrukssektoren 1992-1996).
- Naturtypekartlegging (DN, Fylkesmennene, kommunene), har gitt det mest omfattende bidraget.
- Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold (Interdep), med supplerende kartlegging av naturtypene, samt rødlistearter i ARKO-prosjektet.
- Verdensarvområdene, Vegaøyene samt Vestnorsk fjordlandskap (Geiranger og Nærøyfjorden) omfatter også naturbeitemark (MD, DN, Kommunen 2005, LUF, LMD fra 2008)
- Regionale miljøprogram (RMP) i jordbruket (2005, rullering 2008 og 2012)

- Spesielle miljøtiltak i landbrukets kulturlandskap (SMIL 2004)
- Tilskudd til spesielle tiltak i landbrukets kulturlandskap (STILK 1993- 2003)
- Utvalgte kulturlandskap i jordbruket (MD, LMD og SLF, DN og RA, fra 2009)

En rekke større eller mindre forvaltnings- eller skjøtelsesprosjekter er også startet opp regionalt eller kommunalt. Det er ofte rettet fokus på kartlagte A- og B- lokaliteter i kulturlandskapet og på å spisse eksisterende tilskuddsordninger til skjøtsel for å aktivt skjøtte og forvalte verdiene innen lokalitetene. For eksempel har følgende prosjekter hatt fokus på aktiv forvaltning og skjøtsel etter kartlegging:

- Arvesølvprosjektet (se <http://www.bioforsk.no/arvesolv>). Startet i Agderfylkene i 2006 og har hatt til hensikt å stimulere til skjøtselstiltak i kartlagte A- og B- lokaliteter i kulturlandskapet (Svalheim 2008, Svalheim 2010). Grunneiermedvirkning, utarbeiding av skjøtelsesplaner og oppfølging av igangsatte tiltak har stått sentralt i prosjektet. Arvesølvprosjektet ble i 2009 utvidet til Telemark, Hordaland og Rogaland. Totalt har prosjektet vært inne i ca. 75 Naturbaselokaliteter og hatt kontakt med rundt 150 grunneiere. Forvaltningsmodellen, eller denne måten å jobbe på som ble utviklet gjennom prosjektet, benevnes «Arvesølvmodellen» og brukes nå i oppfølgingen av handlingsplan for slåttemark og kystlynghei (Svalheim 2010).
- Prosjektet "Fiskarbonden sin arv" (2005-2009) arbeidet med synliggjøring og ivaretagelse av verdier i kystlandskapet, og la til rette for at arven fra fiskarbonden som kulturlandskap, kulturminner og mattradisjoner skal kunne danne grunnlag for nye arbeidsplassar. De 5 kommunene Averøy, Fræna, Giske, Haram og Herøy deltok i prosjektet. Landbruksavdelingen i Møre og Romsdal fylke hadde det faglige ansvaret for prosjektet, mens Skogselskapet i Møre og Romsdal var prosjekteier. Prosjektleder var tilknyttet samhandlingsarenaen i Møre og Romsdal fylke.
- "Storfjordprosjektet" ble gjennomført i perioden 2002-2004 i kommunene Norddal, Stordal og Stranda i Møre og Romsdal. Prosjektet skulle gjennom sammenstilling av kunnskap og supplerende registreringer legge grunnlaget for en god forvaltning av Storfjordens innholdsrike kulturlandskap. Datagrunnlaget skulle gjøres lett tilgjengelig og ble kartfestet på digitale kart og supplert med faktaark med opplysninger om de enkelte kulturlandskapslokalitetene. Det ble også gitt eksempler på ulike forvaltningsstrategier på forskjellige nivåer fra landskapsnivå ned til de enkelte kulturmarkene, dvs. eksempler både på arealplanlegging og skjøtelses- og miljøplaner. Landbrukets betydning for kulturlandskapets kvaliteter og dermed for reiselivsnæringen ble også dokumentert i prosjektet (Norderhaug et al. 2004).
- I Hjartdal og Seljord kommuner i Telemark har det gjennom flere år vært arbeidet med kulturlandskapet i Svartdal-Hjartdal kirkebygd. Området ble prioritert i *Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap* i 1994, noe som førte til et sterkt lokalt engasjement og flere prosjekter. Kommunene, fylkeskommunen, Fylkesmannen, Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren har vært aktive støttespillere i dette arbeidet. I Kulturlandskapsprosjektet i Hjartdal, Hjartdal kommune (1999-2002), og Kulturlandskapsprosjektet i Svartdal, Seljord kommune (2000-2002), ble det gjennomført et systematisk registrerings- og planarbeid. I tillegg arbeidet man med informasjon, holdningsskapende aktiviteter og samarbeid. Det ble særlig fokusert på å få satt i gang konkrete tiltak, bl.a. restaurering og skjøtsel av kulturmark. Eldhusprosjektet avløste disse to prosjektene. Det var et samarbeid mellom Seljord og Hjartdal kommuner med fokus på næringsutvikling.

Kulturlandskapscenteret i Telemark AS ble stiftet som følge av Eldhusprosjektet. Her arbeides det bl.a. med utvikling og igangsetting av skjøtsel av verdifulle kulturmarker og kurs i skjøtsel av kulturlandskap (www.kulturlandskapscenteret.no).

3.2.1.1 Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap

Den nasjonale registreringen av verdifulle kulturlandskap i Norge 1991-1994 (Anonym 1994) var den første store og samordna registreringen av kulturlandskap i landet. Intensjonen var bl.a. å fange opp store, helhetlige områder med både store biologiske og kulturhistoriske verdier. Resultatet var en liste på ca. 280 høyt prioriterte kulturlandskap (ca. 10-15 i hvert fylke). På bakgrunn av denne ble det utarbeidet en representativ liste, basert på landskapsregioner i Norge, på 112 områder. Disse finnes i en egen kulturlandskapsmodul i Naturbase. Flertallet av disse inneholder naturbeitemarker og hagemarker, hvorav noen ligger i verneområder, særlig landskapsvernområder.

Etter kartleggingen fikk mange av de høyt prioriterte kulturlandskapene økt fokus med hensyn til opprettholdelse av drift og skjøtsel, vesentlig gjennom landbrukets støtteordninger. Registreringen medførte en del aktivitet og mange prosjekter i ulike regi i etterkant. Seks og tolv år etter registreringen var henholdsvis ca. 50 % og 30 % av de ca. 290 områdene ennå i relativt god hevd, de resterende var preget av gjengroing og forfall og hadde stort behov for økt skjøtelsinnsats. Dette skyldes blant annet nedlegging av gårdsbruk og endring i drift, en prosess som har pågått særlig i de seinere tiår. Innsatsen for bevaring ble økt i 2009 da Utvalgte kulturlandskap i jordbruket ble igangsatt. 19 av de 20 områdene som inngår her var registrert som Nasjonalt verdifulle kulturlandskap (se Tabell 7 nedenfor).

3.2.1.2 Nasjonalt program for kartlegging og overvåking, naturtypekartlegging.

I 1999 ble det igangsatt en kommunal naturtypekartlegging som innebar at kommunene skulle kartlegge og stedfeste viktige naturtyper. Som veiledning for gjennomføringen av kartleggingen ble DN-håndbok 13 utarbeidet (1. utgave 1999, 2. utgave 2007). Den beskriver naturtyper som er antatt å være spesielt viktige for biologisk mangfold og gir anbefalinger om verdisetting. I kulturlandskap er naturbeitemark og hagemark to av naturtypene. Kartleggingen startet som kommunale kartleggingsprosjekter, men ble etterhvert overtatt av fylkesmennene og fortsatte som kartlegging av naturtyper innenfor Nasjonalt program for kartlegging og overvåking i regi av DN. Satsingen er et ledd i oppfølgingen av Konvensjonen om biologisk mangfold (St.meld. nr. 42, 2000-2001) og en fellessatsing der sektordepartementene har bidratt i henhold til sine ansvarsområder. Programmet ledes av Miljøverndepartementet, og det faglige ansvaret er lagt til DN. Programmet er et viktig ledd i arbeidet med å nå målet om å stoppe tapet av biologisk mangfold. Målet med arbeidet er å gi informasjon om stedfesting og verdiklassifisering av viktige områder for biologisk mangfold, endringer i biologisk mangfold over tid og om årsakene til endringene, videre å komme med forslag til tiltak og oppfølging av disse. Registreringene offentliggjøres i Naturbase, som er tilgjengelig via Internett.

Metodikken for naturtypekartlegging omfatter kartavgrensing, beskrivelse og verdisetting av naturtyper (A - svært viktige, B - viktige og C - lokalt viktige). Til forskjell fra Nasjonal registreringen av verdifulle kulturlandskap, som også hadde fokus på landskap, bygninger og kulturspor samt sammenhengen mellom dem, er det naturtyper og arter som skal kartlegges i naturtypekartleggingen.

Det er utført kartlegging av naturtyper, herunder naturbeitemark og hagemark, i alle fylker. Kartleggingen er ikke heldekkende, men rettet mot de viktigste områdene for biologisk mangfold. Enkelte deler i noen fylker og noen kommuner har imidlertid fortsatt behov for mer kartlegging. Kartleggingen omfatter i varierende grad verneområder.

Som en del av programmet er det også utført egne supplerende kartlegginger av kulturlandskap i fylkene i perioden 2003-2010. Basert på tilgjengelig kunnskap ble det gjort en samlet vurdering og pekt på noen "stjerneområder" i hvert fylke/region (**Vedlegg 1**). Stjerneområdene utgjør representative og helhetlige kulturlandskap med verdifulle biologisk mangfold-lokaliteter, men kriteriene for utvalg var noe uklart definert. Utpekingen av stjerneområder kan likevel være nyttig når områder for skjøtsel skal prioriteres. Langt fra alle «stjerneområder» inneholder naturbeitemark eller hagemark. Det er så langt publisert rapporter for 12 av fylkene under dette programmet.

ARKO-prosjektet (Arealer for rødlistearter - kartlegging og overvåking) er et delprosjekt under Nasjonalt program for kartlegging og overvåking. Prosjektet har som mål å dokumentere, kartlegge og overvåke habitater med høy konsentrasjon av rødlistede arter, "hotspots" for rødlistearter. Kulturmarkseng er ett av hotspothabitatene, der fokus rettes spesielt mot beitemarksopp og karplanter (Bratli et al. 2011).

3.2.1.3 Utvalgte kulturlandskap i jordbruket

13. juli 2006 ga Landbruks- og matdepartementet (LMD) og Miljøverndepartementet Statens landbruksforvaltning, Direktoratet for naturforvaltning og Riksantikvaren et oppdrag basert på følgende miljømål fra LMDs St.prp. nr. 1 (2005-2006): "Spesielt verdifulle kulturlandskap skal være dokumenterte og fått ein særskilt forvaltning innan 2010" (Anonym 2005).



Figur 31. Kalkrik og tørr beitemark i Nordherad, Vågå kommune. Foto: Harald Bratli.

Samtidig ble det vist til stortingsmeldingen "Regjeringens miljøvernpolitikk og rikets miljøtilstand", hvor det heter at "kulturlandskapet skal forvaltes slik at kulturhistoriske og estetiske verdier, biologisk mangfold og tilgjengelighet opprettholdes".

Statens landbruksforvaltning har ledet og koordinert arbeidet, som er gjennomført i nært samarbeid med den regionale landbruks-, natur- og kulturminneforvaltningen. I tilrådingen ble det anbefalt å på sikt velge ut 100 områder, med oppstart av 20 i 2009. Sammen med fylkene foreslo SLF, DN samt RA 20 områder med store biologiske og kulturhistoriske verdier som regjeringen siden har utpekt (Tabell 7). 19 av de 20 områdene er fra den nasjonale registreringen av verdifulle kulturlandskap (1991-1994), noen er også verneområder. De utvalgte områdene rommer verdifulle arealer med gamle kulturmarker og viktige kulturminner som blir restaurert og skjøttet. Det blir laget skjøtelsesplaner og inngått langsiktige avtaler mellom myndigheter og grunneiere. Ytterligere 2 områder har nå fått status som utvalgt kulturlandskap i jordbruket.

Tabell 7. Utvalgte kulturlandskap i jordbruket pr. desember 2012.

Fylke	Kommune	Utvalgt kulturlandskap
Østfold	Aremark	Bøensætre og plasser
Akershus	Nannestad	Øya - Nordre Eik
Oslo	Oslo	Nordmarks plasser
Hedmark	Os	Vangrøftdalen - Kjurredalen
Oppland	Vågå	Nordherad
Buskerud	Hole	Steinsletta
Vestfold	Nøtterøy og Tjøme	Skjærgården øst for Nøtterøy og Tjøme
Telemark	Kragerø	Jomfruland og Stråholmen
Aust-Agder	Valle	Rygnestad og Flateland
Vest-Agder	Farsund	Vest-Lista
Rogaland	Rennesøy	Hodne-Vikevåg, Helland-Bø og Førsvoll
Hordaland	Kvinnherad	Gjuvslandslia
Sogn og Fjordane	Leikanger	Grinde-Engjasete
Sogn og Fjordane	Selje	Hoddevik-Liset
Møre og Romsdal	Sunnadal	Fjellgardane og seterdalane i Øvre Sunndal
Sør-Trøndelag	Midtre Gauldal	Seterdalene i Budalen
Nord-Trøndelag	Leka	Skei og Skeisnesset
Nordland	Sørfold	Engan/Ørnes og Kjelvik
Troms	Gáivuona Sukham/Kåfjord	Skárfvággi/Skardalen
Finnmark	Porsanger	Gåradak og Sandvikhalvøya

3.2.2 Naturbeitemark og hagemark i Naturbase

I forbindelse med ARKO delprosjekt kulturmarkseng (Bratli et al. 2011, jf. <http://www.nina.no/Overv%C3%A5king/ARKO.aspx>) ble samtlige lokaliteter av naturtypene naturbeitemark (D04), hagemark (D05), kalkrike enger (D08) og fuktenger (D09) søkt ut fra Naturbase. Den fylkesvise variasjonen fanger ikke opp regional variasjon av naturtypen på en tilstrekkelig måte da flere fylker har stor regional variasjon. For å få et bedre uttrykk for den biogeografiske variasjonen av naturbeitemark i Norge ble lokalitetene tilordnet vegetasjonsgeografiske regioner etter Moen (1998) ved hjelp av GIS-programmet ArcGIS.

3.2.2.1 Analyser av naturbeitemark

Totalt var det 5110 lokaliteter med Naturbeitemark den 25.01.2012 og av disse hadde 953 verdi A, 2406 verdi B og 1751 verdi C (Tabell 8). Det samlede arealet utgjorde 255066 daa, hvorav 80342 daa hadde verdi A, 118415 daa hadde verdi B og 56308 daa hadde verdi C. Det var stor fylkesvis variasjon både i antall lokaliteter og areal. De fleste lokalitetene lå i Oppland fylke, fulgt av Møre og Romsdal. Også fylkene Akershus, Hedmark, Buskerud, Hordaland, Sogn og Fjordane og Sør-Trøndelag hadde mange lokaliteter. Arealfordelingen viste et litt annet mønster. Oppland hadde også nå størst samlet areal, fulgt av Nordland, Møre og Romsdal og Sogn og Fjordane. I gjennomsnitt hadde de tre nordligste fylkene de største lokalitetene, fulgt av Sogn og Fjordane. Gjennomsnittet for alle lokaliteter var 50 daa.

De antatt viktigste lokalitetene for tiltak i en handlingsplan for naturbeitemark har verdi A. Fordelingen av disse viste at Oppland fylke også nå hadde flest lokaliteter fulgt av Møre og Romsdal, Sogn og Fjordane, Sør-Trøndelag og Hordaland. Sogn og Fjordane hadde det største arealet med A-lokaliteter, fulgt av Nordland, Møre og Romsdal og Oppland. I gjennomsnitt hadde en A-lokalitet et areal på 84 daa. Gjennomsnittsarealet for A-lokalitetene var størst i Finnmark, Nordland, Østfold, Troms, Rogaland, Aust-Agder og Sogn og Fjordane.

Tabell 8. Fylkesvis fordeling av antall lokaliteter og areal (daa) av naturtypen naturbeitemark (D04) i Naturbase den 25.01.2012. A, B og C angir verdi. Snitt er gjennomsnittlig størrelse på en lokalitet samlet for alle verdiklasser (alle) og for lokaliteter med verdi A.

Fylkesnavn	Antall				Areal (daa)				Snitt	
	A	B	C	Sum	A	B	C	Sum	Alle	A
Østfold	22	47	101	170	3763	1753	3610	9126	54	171
Akershus	30	93	138	261	1288	3129	2384	6800	26	43
Oslo	1	9	42	52	22	106	479	606	12	22
Hedmark	25	118	127	270	1976	6530	4391	12896	48	79
Oppland	215	785	466	1466	9908	22317	9095	41320	28	46
Buskerud	25	229	76	330	1089	12375	2667	16131	49	44
Vestfold	20	25	12	57	1841	621	222	2684	47	92
Telemark	24	38	23	85	1064	1429	617	3110	37	44
Aust-Agder	21	66	41	128	2801	1845	750	5396	42	133
Vest-Agder	9	52	41	102	787	3040	1715	5542	54	87
Rogaland	40	91	48	179	5679	4340	1578	11598	65	142
Hordaland	83	128	99	310	4023	4987	3143	12153	39	48
Sogn og Fjordane	106	111	84	301	13918	8683	5671	28271	94	131
Møre og Romsdal	137	263	248	648	10629	13360	6672	30660	47	78
Sør-Trøndelag	101	135	48	284	4778	4920	1160	10858	38	47
Nord-Trøndelag	36	86	78	200	864	2798	2609	6271	31	24
Nordland	44	84	62	190	12941	20994	4544	38479	203	294
Troms	12	39	15	66	1727	4072	4769	10568	160	144
Finnmark	2	7	2	11	1245	1116	235	2595	236	622
Sum	953	2406	1751	5110	80342	118415	56308	255066	50	84

Den geografiske fordelingen av naturbaselokaliteter med verdi A er vist i Figur 33. Naturbeitemark fantes i alle landets 26 vegetasjonsregioner (Tabell 9). Flest lokaliteter lå i nordboreal-overgangsseksjon (Nb-OC, dvs. fjellbygder og seterområder i indre Sør-Norge),

fulgt av mellomboreal-overgangsseksjon (Mb-OC, dvs. høyere bygder i indre Sør-Norge), sørboreal-overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet), boreonemoral- svakt oseanisk (Bn-O1, dvs. Oslofjord-området og indre deler av Vestlandet) og boreonemoral- sterkt oseanisk seksjon med vintermildt klima (Bn-O3t, dvs. ytre Vestlandet, **Figur 32**).

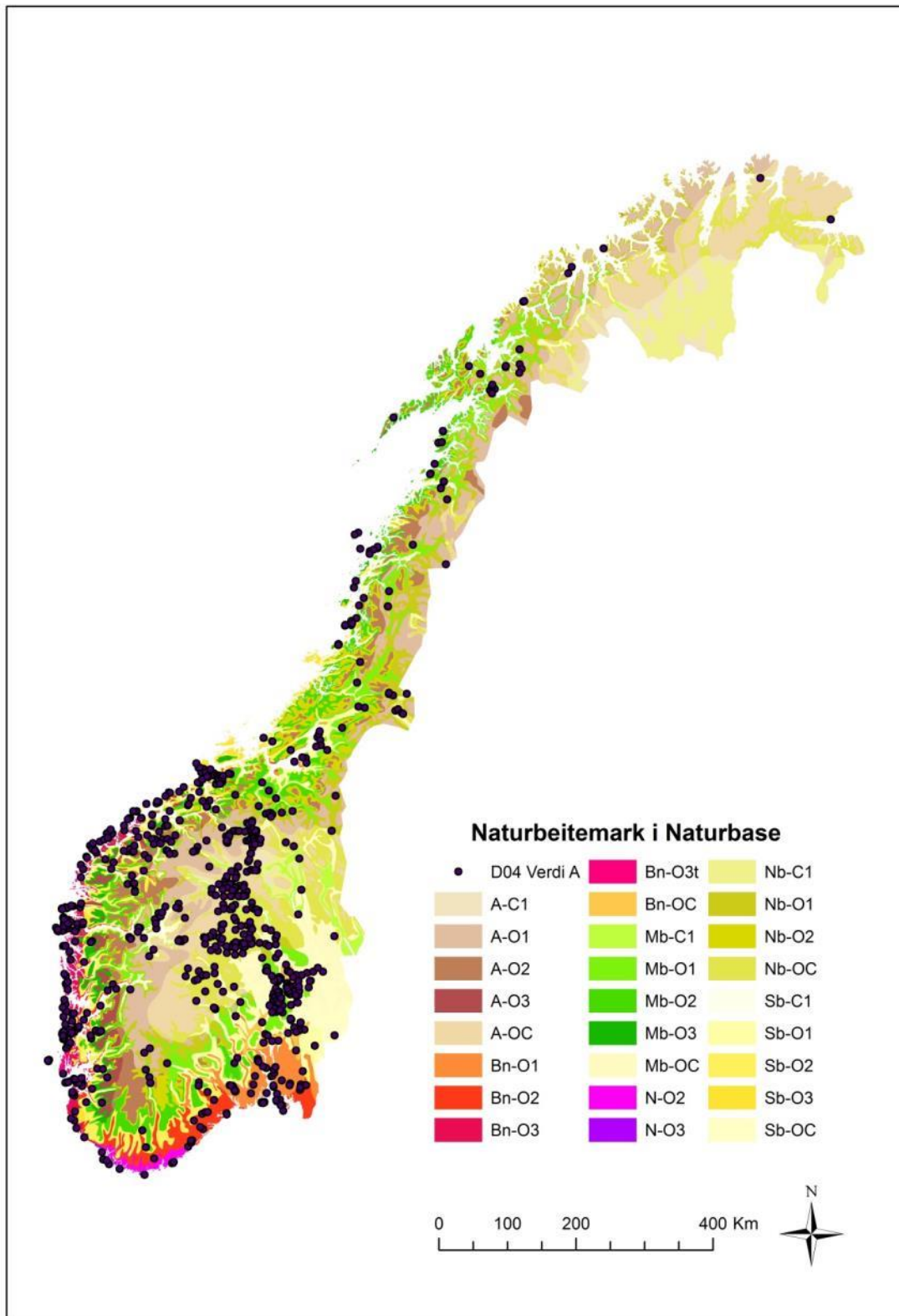


Figur 32. Ytterst på Stadlandet (Sogn og Fjordane, Selje, Ervika) finnes treløse naturbeitemarker som minner om Færøyene. Foto: John Bjarne Jordal.

Det største arealet av naturbeitemark i Naturbase ligger i nordboreal-overgangsseksjon (Nb-OC, dvs. fjellbygder og seterområder i indre Sør-Norge), fulgt av mellomboreal-klart oseanisk seksjon (Mb-O2, dvs. dalstrøk av Sør-Norge, større deler av Nord-Norge) og boreonemoral- sterkt oseanisk seksjon med vintermildt klima (Bn-O3t, dvs. ytre Vestlandet).

Det var flest lokaliteter med verdi A i boreonemoral- sterkt oseanisk seksjon med vintermildt klima (Bn-O3t, dvs. ytre Vestlandet) (**Figur 33**), fulgt av nordboreal-overgangsseksjon (Nb-OC, dvs. fjellbygder og seterområder i indre Sør-Norge) og mellomboreal-overgangsseksjon (Mb-OC, dvs. høyere bygder i indre Sør-Norge). I mellomboreal-svakt oseanisk seksjon (Mb-O1, dvs. indre strøk av Sør-Norge, lavlandet i Nord-Trøndelag og Nordland) og sørboreal-overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet) var det også relativt mange A-lokaliteter.

Også arealet med naturbeitemark verdi A var størst i boreonemoral-sterkt oseanisk seksjon med vintermildt klima (Bn-O3t, dvs. ytre Vestlandet). Vegetasjonsregionene nordboreal-svakt oseanisk seksjon (Nb-O1), mellomboreal-klart oseanisk seksjon (Mb-O2, dvs. dalstrøk av Sør-Norge, større deler av Nord-Norge) og nordboreal-overgangsseksjon (Nb-OC, dvs. fjellbygder og seterområder i indre Sør-Norge) hadde også et relativt stort areal med naturbeitemark med verdi A.



Figur 33. Geografisk fordeling av lokaliteter med naturbeitemark med verdi A på et kartunderlag med vegetasjonsgeografiske regioner (Moen 1998). Data fra Naturbase pr. 25.01.2012.

Tabell 9. Fordeling av antall og areal av lokaliteter med naturbeitemark i Naturbase (pr. 25.01.2012) etter verdi og vegetasjonsregion. Forkortelser følger Moen (1998).

Region	Antall				Areal (daa)			
	A	B	C	Sum	A	B	C	Sum
A-C1		1	1	2		236	6	242
A-OC	17	31	13	61	2198	3345	1877	7420
A-O1	4	13	7	24	237	1545	147	1929
A-O2	7	10	30	47	510	3298	1188	4996
A-O3	7	6	7	20	936	221	816	1974
Nb-C1	28	101	45	174	1318	1944	954	4217
Nb-OC	118	401	299	818	7611	19399	7436	34446
Nb-O1	30	56	41	127	10528	2287	1802	14617
Nb-O2	13	28	49	90	424	2456	3772	6652
Mb-C1	25	101	49	175	971	2559	890	4421
Mb-OC	86	245	110	441	2835	8794	3000	14629
Mb-O1	68	137	69	274	3147	4431	3743	11321
Mb-O2	40	129	103	272	8186	15097	4484	27767
Mb-O3	6	26	25	57	400	6813	1320	8533
Sb-C1	27	144	42	213	922	4009	276	5207
Sb-OC	61	197	139	397	3326	5890	3251	12467
Sb-O1	33	112	121	266	1856	3841	2762	8460
Sb-O2	48	126	124	298	1867	7134	3999	12999
Sb-O3	46	97	58	201	4239	5635	1786	11660
Bn-OC	18	38	39	95	571	1543	817	2931
Bn-O1	54	109	170	333	6535	3575	4379	14489
Bn-O2	33	82	71	186	950	2108	2330	5388
Bn-O3	41	63	52	156	4582	3675	2554	10810
Bn-O3t	134	125	64	323	14433	6648	2228	23309
N-O2	3	15	16	34	1094	829	269	2192
N-O3	6	13	7	26	665	1101	223	1989
Sum	953	2406	1751	5110	80342	118415	56308	255066

3.2.2.2 Analyser av hagemark

I Naturbase var det 25.01.2012 til sammen 820 lokaliteter med hagemark og av disse hadde 137 verdi A, 433 verdi B og 250 verdi C (**Tabell 10**). Det samlede arealet utgjorde 34203 daa, hvorav 10127 daa hadde verdi A, 17878 daa hadde verdi B og 6198 daa hadde verdi C. Også for hagemark var det stor fylkesvis variasjon både i antall lokaliteter og areal. De fleste lokalitetene lå i Oppland fylke, fulgt av Sogn og Fjordane, Akershus og Hordaland. Sammenlignet med naturbeitemark har Møre og Romsdal relativt få hagemarker og generelt er det nedgang mot nord.

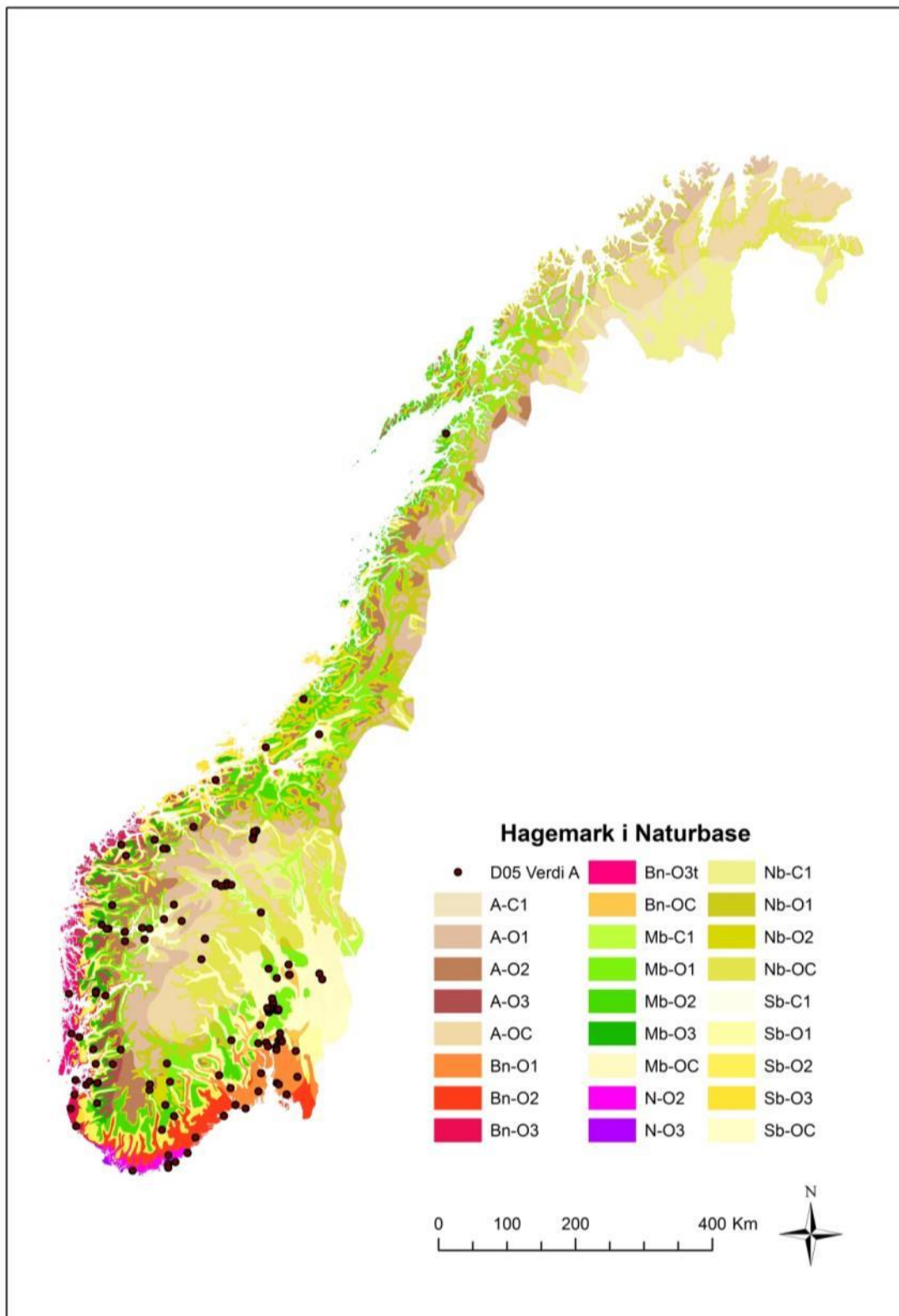
Sogn og Fjordane har det klart største arealet med hagemark, fulgt av Oppland og Rogaland. Møre og Romsdal og Nordland har også relativt stort areal med hagemark. Gjennomsnittlig størrelse for alle lokaliteter var 42 daa. Det største gjennomsnittsarealet har Nordland og Troms, fulgt av Møre og Romsdal.

Tabell 10. Fylkesvis fordeling av antall lokaliteter og areal (daa) av lokaliteter med hagemark i naturbase pr. 25.01.2012.

Fylkesnavn	Antall				Areal (daa)			
	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
Østfold	4	17	22	43	274	440	1147	1861
Akershus	5	51	32	88	286	696	441	1423
Oslo	4	8	15	27	101	181	230	512
Hedmark	6	11	11	28	130	430	114	674
Oppland	32	64	25	121	1317	1871	474	3663
Buskerud	4	24	17	45	90	699	377	1166
Vestfold	4	22	9	35	72	529	108	709
Telemark	11	29	4	44	424	1110	92	1625
Aust-Agder	12	36	4	52	518	1251	110	1879
Vest-Agder	2	15	3	20	259	762	73	1093
Rogaland	14	26	9	49	1758	1634	373	3765
Hordaland	7	33	44	84	504	763	743	2010
Sogn og Fjordane	13	56	28	97	1630	3242	1473	6344
Møre og Romsdal	9	15	7	31	2109	716	182	3008
Sør-Trøndelag	6	9		15	447	469		916
Nord-Trøndelag	3	4	9	16	40	57	107	204
Nordland	1	11	10	22	168	2327	115	2610
Troms		2	1	3		702	39	740
Sum	137	433	250	820	10127	17878	6198	34203

For fordelingen av lokaliteter med verdi A viser et litt annet mønster enn for totalantallet. Også for A-lokalitetene er det flest lokaliteter i Oppland, men nå fulgt av Rogaland, Sogn og Fjordane, Aust-Agder og Telemark. Arealfordelingen viser at Møre og Romsdal har størst areal av hagemark med verdi A, fulgt av Rogaland, Sogn og Fjordane og Oppland. I gjennomsnitt hadde en A-lokalitet et areal på 74 daa. Gjennomsnittsarealet for en A-lokalitet var størst i Møre og Romsdal, fulgt av Nordland, Vest-Agder, Rogaland og Sogn og Fjordane. Geografisk utbredelse av A-lokaliteter med verdi A er vist i **Figur 34**.

For fordelingen på vegetasjonsregioner viser at klart flest lokaliteter i Naturbase er kartlagt i boreonemoral - svakt oseanisk seksjon (Bn-O1, dvs. Oslofjord-området og indre deler av Vestlandet) (**Tabell 11**). Relativt mange lokaliteter befinner seg også i sørboreal-overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet), boreonemoral- klart oseanisk seksjon (Bn-O2, dvs. deler av Østfold, Sørlandet og varme deler av Vestlandskysten) og sørboreal-klart oseanisk seksjon (Sb-O2, dvs. nedre Østlandet og Sørlandet, fjordstrøk nordover til Nordland). Forekomstene i alpin sone henger sammen med målestokken på vegetasjonsregionkartet og at sonene ligger tett i bratt terreng. Arealfordelingen viser at naturbase-lokalitetene i sørboreal-klart oseanisk seksjon (Sb-O2, dvs. nedre Østlandet og Sørlandet, fjordstrøk nordover til Nordland) dekker størst samlet areal, fulgt av boreonemoral - svakt oseanisk region (Bn-O1, dvs. Oslofjord-området og indre deler av Vestlandet), sørboreal-overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet) og mellomboreal - klart oseanisk seksjon (Mb-O2, dvs. dalstrøk av Sør-Norge, større deler av Nord-Norge).



Figur 34. Geografisk fordeling av lokaliteter med hagemark med verdi A på et kartunderlag med vegetasjonsgeografiske regioner (Moen 1998). Data fra Naturbase pr. 25.01.2012.

Tabell 11. Fordeling av antall og areal av lokaliteter med hagemark i Naturbase (pr. 25.01.2012) etter verdi og vegetasjonsregion. Forkortelser følger Moen (1998).

Region	Antall				Areal (daa)			
	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
A-O1		1		1		16		16
A-O3			1	1			56	56
Nb-C1	1	8	1	10	41	194	4	239
Nb-OC	1	8	1	10	32	343	16	391
Nb-O1		8	3	11		267	56	323
Nb-O2		3	2	5		79	139	218
Mb-C1	2	10	4	16	11	212	28	252
Mb-OC	6	31	6	43	589	1341	163	2094
Mb-O1	4	13	6	23	456	1549	79	2083
Mb-O2	7	16	8	31	629	2107	391	3127
Mb-O3	3	3		6	608	275		883
Sb-C1	6	22	13	41	481	700	171	1353
Sb-OC	18	41	28	87	714	1854	621	3188
Sb-O1	7	32	20	59	697	710	514	1921
Sb-O2	13	38	18	69	2972	2239	695	5906
Sb-O3	3	4	10	17	46	203	376	626
Bn-OC	17	21	18	56	563	388	337	1288
Bn-O1	16	81	74	171	635	2104	1955	4694
Bn-O2	16	46	11	73	828	1395	226	2450
Bn-O3	6	26	14	46	244	828	162	1234
Bn-O3t	3	10	8	21	36	262	101	400
N-O2	8	6	3	17	544	387	91	1022
N-O3		5	1	6		424	16	440
Sum	137	433	250	820	10127	17878	6198	34203

Regioner med høyest antall A-verdi-lokaliteter fordeler seg nokså jevnt mellom sørboreal-overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet), boreonemoral- overgangsseksjon (Bn-OC, dvs. varme strøk i Oslo-området), boreonemoral - svakt oseanisk seksjon (Bn-O1, dvs. Oslofjord-området og indre deler av Vestlandet) og boreonemoral - klart oseanisk seksjon (Bn-O2, dvs. deler av Østfold, Sørlandet og varme deler av Vestlandskysten).

Arealmessig dekker A-lokalitetene størst areal i sørboreal - klart oseanisk seksjon (Sb-O2, dvs. nedre Østlandet og Sørlandet, fjordstrøk nordover til Nordland), fulgt av boreonemoral - klart oseanisk seksjon (Bn-O2, dvs. deler av Østfold, Sørlandet og varme deler av Vestlandskysten) og sørboreal-overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet).

Som forventet var boreonemoral og sørboreal sone viktigst for hagemark. Langs seksjonsgradienten er det svakt oseanisk seksjon (O1), fulgt av overgangsseksjonen (OC) og klart oseanisk seksjon (O2).

3.2.2.3 Analyser av kalkrike enger og fuktenger

Naturtypene kalkrike enger (D08, **Figur 36**) og fukteng (D09) var inkludert i første versjon av DN-håndbok 13, men ble fjernet i revidert håndbok av 2007 (Anonym 2007b). Det er sannsynlig at flere av disse lokalitetene er kulturmarkseng, enten slåttemark eller

beitemark. Kalkrike enger kan trolig også inneholde åpen grunnlendt naturmark. Fortsatt finnes en god del lokaliteter i Naturbase innen disse to gamle kategoriene og en del av lokalitetene kan være aktuelle i en handlingsplan for naturbeitemark. Trolig kan en del omklassifiseres ut fra områdebeskrivelsen, men for en del er det sannsynligvis også nødvendig med feltbesøk.

Tabell 12. Fylkesvis fordeling av antall lokaliteter og areal (daa) av lokaliteter med kalkrike enger i naturbase pr. 25.01.2012.

Fylkenavn	Antall				Areal (daa)			
	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
Østfold	11	13	4	28	429	277	19	725
Akershus		1		1		3		3
Hedmark	4	7	2	13	1345	191	41	1577
Oppland	11	12	8	31	412	301	21	734
Buskerud	8	12	30	50	766	581	182	1529
Vestfold	2			2	51			51
Telemark		1		1		2		2
Aust-Agder			1	1			2	2
Rogaland	5	2		7	63	12		75
Hordaland		2	1	3		27	8	36
Sogn og Fjordane	3	1		4	78	72		151
Sør-Trøndelag		1	1	2		9	2	10
Nord-Trøndelag	3	7	2	12	20	118	12	150
Nordland	9	10	4	23	2096	1625	3871	7591
Troms		1		1		1		1
Sum	56	70	53	179	5261	3218	4157	12636

Til sammen var det 179 lokaliteter med kalkrike enger i naturbase pr. 25.01.2012, og av disse var 56 med verdi A, 70 med verdi B og 53 med verdi C (**Tabell 12**). Antallet var høyest i Buskerud fulgt av Oppland og Østfold. Arealet av naturtypen var desidert størst i Nordland, fulgt av Hedmark og Buskerud. Antallet A-lokaliteter med kalkrike enger i Naturbase var høyest i Østfold og Oppland. Arealet av A-lokaliteter var størst i Nordland, fulgt av Hedmark og Buskerud.

Fordelingen av kalkrike enger på vegetasjonsregioner er vist i **Tabell 13**. Boreonemoral - overgangsseksjon (Bn-OC, dvs. varme strøk i Oslo-området) har flest lokaliteter. Det er også relativt mange lokaliteter i sørboreal - overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet) og boreonemoral - klart oseanisk seksjon (Bn-O2, dvs. deler av Østfold, Sørlandet og varme deler av Vestlandskysten). Arealet av typen i Naturbase er størst i mellomboreal - klart oseanisk seksjon (Mb-O2, dvs. dalstrøk av Sør-Norge, større deler av Nord-Norge), fulgt av mellomboreal - sterkt oseanisk seksjon (Mb-O3, dvs. fjordstrøk av Vestlandet, nordover til Trøndelag i ytre strøk) og boreonemoral - overgangsseksjon (Bn-OC, dvs. varme strøk i Oslo-området). Det var flest A-lokaliteter i sørboreal - overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet) og boreonemoral - klart oseanisk seksjon (Bn-O2, dvs. deler av Østfold, Sørlandet og varme deler av Vestlandskysten), mens arealet var størst i nordboreal - overgangsseksjonen (Nb-OC, dvs. fjellbygder og seterområder i indre Sør-Norge) og sørboreal - klart oseanisk seksjon (Sb-O2, dvs. nedre Østlandet og Sørlandet, fjordstrøk nordover til Nordland).

Tabell 13. Fordeling av antall og areal av lokaliteter med kalkrike enger i Naturbase (pr. 25.01.2012) etter verdi og vegetasjonsregion. Forkortelser følger Moen (1998).

Region	Antall				Areal (daa)			
	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
Nb-C1		1	1	2		53	17	70
Nb-OC	1	1		2	1305	75		1380
Mb-C1		1	1	2		47	24	71
Mb-O1	1	2		3	27	7		34
Mb-O2	2	4	2	8	730	438	3709	4878
Mb-O3	5	6	2	13	276	1186	146	1609
Sb-OC	12	13	8	33	377	235	21	632
Sb-O1	1		1	2	55		16	71
Sb-O2	2			2	1090			1090
Sb-O3	3	8	2	13	20	126	12	159
Bn-OC	9	14	30	53	765	657	182	1603
Bn-O1	3	3		6	54	99		153
Bn-O2	10	13	5	28	427	199	20	646
Bn-O3	2			2	43			43
Bn-O3t	5	4	1	10	92	96	8	197
Sum	56	70	53	179	5261	3218	4157	12636

Tabell 14. Fylkesvis fordeling av antall lokaliteter og areal (daa) av lokaliteter med fuktenger i Naturbase pr. 25.01.2012.

Fylkenavn	Antall				Areal (daa)			
	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
Østfold	3	1		4	136	18		155
Akershus	1	2	4	7	19	19	50	88
Hedmark	2	8	3	13	137	535	28	700
Oppland	1	12	5	18	90	343	88	521
Buskerud	1	6	3	10	180	134	57	371
Vestfold		1	1	2		20	8	28
Telemark		2		2		372		372
Aust-Agder			1	1			1	1
Vest-Agder	1	2	1	4	111	88	10	208
Rogaland	21	35	7	63	1297	764	116	2178
Hordaland		2	9	11		6	76	83
Møre og Romsdal		1	1	2		28	16	44
Sogn og Fjordane		3		3		386		386
Sør-Trøndelag	1	2	3	6	11	39	12	61
Nord-Trøndelag		1	2	3		242	22	264
Nordland		1		1		330		330
Sum	31	79	40	150	1981	3324	484	5789

Til sammen var det 150 lokaliteter med fuktenger i Naturbase pr. 25.01.2012, og av disse var 31 med verdi A, 79 med verdi B og 40 med verdi C (Tabell 14). Antallet var desidert høyest i Rogaland, fulgt av Oppland, Hedmark, Hordaland og Buskerud. Arealet av

naturtypen var også størst i Rogaland, fulgt av Hedmark og Oppland. Antallet A-lokaliteter med fuktenger i Naturbase var høyest i Rogaland og det var få A-lokaliteter i de øvrige syv fylkene som har registreringer av typen. Arealfordelingen gjenspeiler det samme.

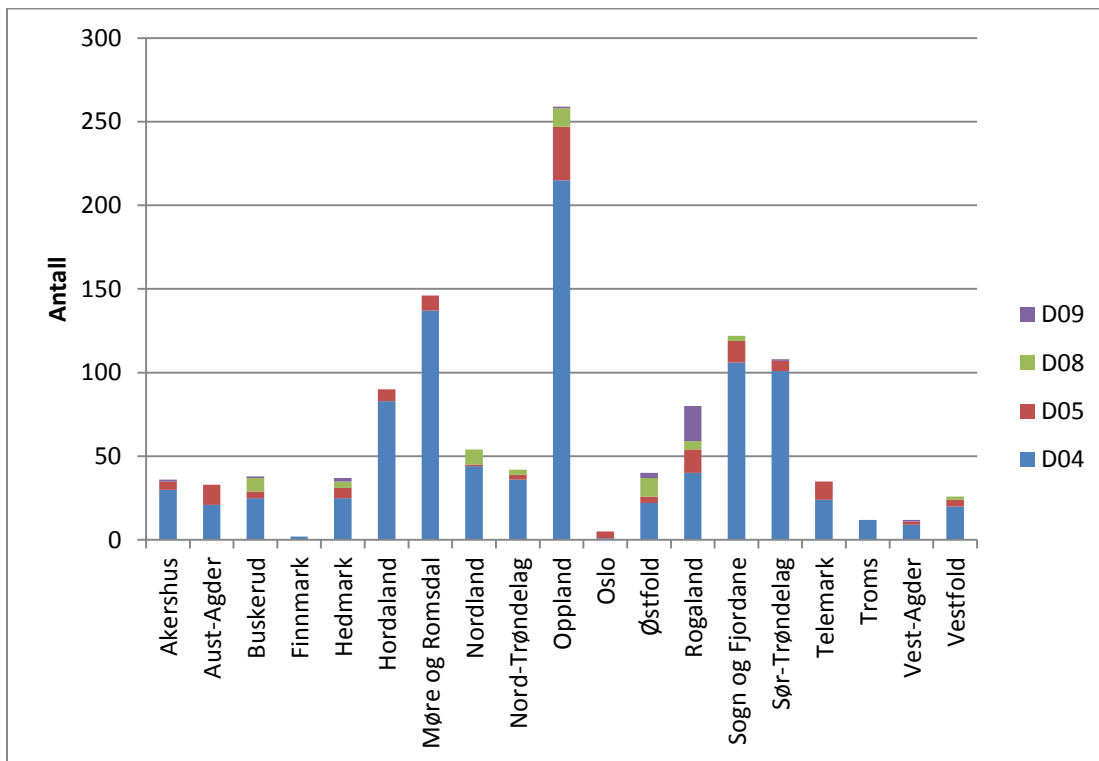
Fordelingen av fuktenger på vegetasjonsregioner er vist i **Tabell 15**. Boreonemoral - sterkt oseanisk seksjon (Bn-O3) har flest lokaliteter. Det er også relativt mange lokaliteter i boreonemoral- sterkt oseanisk seksjon med vintermildt klima (Bn-O3t, dvs. ytre Vestlandet), boreonemoral - overgangsseksjon (Bn-OC, dvs. varme strøk i Oslo-området), nordboreal - overgangsseksjonen (Nb-OC, dvs. fjellbygder og seterområder i indre Sør-Norge) og sørboreal - overgangsseksjon (Sb-OC, dvs. lavere dalstrøk på indre Østlandet og noen indre fjordstrøk på Vestlandet). Generelt inneholder Naturbase lite areal av typen og størst areal finnes i boreonemoral - sterkt oseanisk seksjon (Bn-O3). Samme region har flest A-lokaliteter og de dekker også størst areal.

Tabell 15. Fordeling av antall og areal av lokaliteter med fukteng i Naturbase (pr. 25.01.2012) etter verdi og vegetasjonsregion. Forkortelser følger Moen (1998).

Region	Antall				Areal (daa)			
	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum	Verdi A	Verdi B	Verdi C	Sum
Nb-C1			1	1			13	13
Nb-OC		9	4	13		381	88	470
Mb-C1			1	1			0	0
Mb-OC		5		5		300		300
Mb-O1		2	1	3		372	17	389
Mb-O2		1		1		17		17
Mb-O3		1		1		330		330
Sb-OC	2	7	2	11	294	459	15	768
Sb-O1	1		4	5	19		47	66
Sb-O2		1	4	5		12	14	27
Sb-O3	1	2	4	7	11	263	36	309
Bn-OC	2	8	4	14	113	195	61	369
Bn-O1	2	3	1	6	128	46	8	182
Bn-O2	1	1	1	3	8	2	29	39
Bn-O3	14	30	10	54	1043	657	126	1826
Bn-O3t	7	8	2	17	254	214	20	488
N-O2	1	1	1	3	111	75	10	196
Sum	31	79	40	150	1981	3324	484	5789

3.2.2.4 Oversikt for naturtypene i Naturbase

Naturbaseanalysene foran inneholder mye informasjon som dels er tung å formidle. For å visualisere fordelingen på fylker har vi også laget grafisk framstilling av fylkesvis fordeling av antall med verdi A av de fire typene som inngår i faggrunnet (Figur 35).



Figur 35. Fordeling av antall lokaliteter av de fire typene (D04 naturbeitemark/D08 kalkrike enger/D09 fuktenger/D05 hagemark) på fylker basert på Naturbase (A-lokaliteter).



Figur 36. Kalkrik naturbeitemark Nordland, Bodø, Lysvika på Kjerringøy. Foto: John Bjarne Jordal.

3.2.3 Vurdering av Naturbase

3.2.3.1 Mangler i Naturbase

I Naturbase pr. 25.01.2012 var det 26 lokaliteter med naturbeitemark som manglet lokalitetsbeskrivelse. Av disse hadde fire A-verdi. Et søk gjennom lokalitetsbeskrivelsene etter teksten "mangler i områdebeskrivelsen", ga som resultat 276 lokaliteter, hvorav syv var av verdi A. Ytterligere syv inneholder teksten "betydelige mangler". En av disse har A-verdi. Tolv lokaliteter har teksten "utilstrekkelig områdebeskrivelse" og av disse hadde én A-verdi. Flere varianter av søk etter "mangler" vil trolig gi ytterligere lokaliteter. Flere lokaliteter har svært kort tekst, for eksempel bare informasjon om hvor lokaliteten ligger. Til sammen 126 lokaliteter finnes kun som et punkt, det vil si at områdeavgrønsing ikke finnes i Naturbase. Av disse var 19 A-lokaliteter. Grundig gjennomlesing av lokalitetene vil avdekke flere mangler, og kan være en del av gjennomføringen (tiltak).

Ser man på størrelsesfordeling så viser det seg at 64 naturbeitemarkslokaliteter har areal større enn 500 daa, hvorav 23 har verdi A og 32 verdi B. Nitten naturbeitemarkslokaliteter dekker mer enn 1000 daa og av disse har åtte verdi A, mens 10 har verdi B. Seks lokaliteter med hagemark har et areal over 500 daa, hvorav tre har verdi A og tre verdi B. Av kalkrike enger er det fire lokaliteter på over 500 daa, hvorav tre har verdi A og én har verdi C. Også én fukteng med verdi A har et areal større enn 500 daa. Den største naturbeitemarkslokaliteten med verdi A er på over 3900 daa og en lokalitet med kalkrike enger har et areal på mer enn 3700 daa. Det er stor sannsynlighet for at så store lokaliteter er mangelfullt kartlagt og inneholder flere naturtyper. Det finnes også flere lokaliteter med multiple polygoner, som trolig bør deles opp.

3.2.3.2 Oppsummering

Gjennomgangen av Naturbase viser at det er stor variasjon både i antall og areal av naturbeitemark mellom fylker. Dette skyldes i det minste følgende forhold:

- 1) forskjell i kartleggingsinnsats, kartleggingspraksis/metodikk og prioritering av naturtyper
- 2) omfang og type husdyrhold i fylket
- 3) forskjeller i naturgrunnet
- 4) forskjeller i artsmangfoldet, og
- 5) ulik størrelse på fylker

En annen ukjent faktor er etterslep ved innlegging av ferdig kartlagte lokaliteter i Naturbase. Tallene gir status pr. 25.01.2012. En må også anta at det er ulikheter i verdisetting, som kan virke inn på fordelingen av antall og areal av A-lokaliteter. Det er imidlertid nokså tydelig at Oppland og Møre og Romsdal er viktige fylker. Også Hordaland, Sogn og Fjordane og Sør-Trøndelag har mange lokaliteter med verdi A. Dette er samtidig fylker som har satset mye på kartlegging av kulturlandskap, og andelen uoppdagete lokaliteter er derved kanskje lavere her enn i en del andre fylker. Lavt antall i fylker som Telemark, Buskerud, Finnmark og Troms, kan ha sammenheng med mangelfull kartlegging eller forsinket innlegging, selv om lave antall i Nord-Norge kanskje er reelt. Arealmessig synes det som om Nordland og Sogn og Fjordane er viktige fylker med hensyn til A-lokaliteter. En nærmere gjennomgang av lokalitetene vil trolig gi bedre grunnlag for å vurdere om dette skyldes forhold ved kartleggingspraksis eller om det faktisk er tilfelle.

For hagemark var det også stor fylkesvis variasjon i antall lokaliteter og areal. De viktigste fylkene ligger her på Vestlandet og Østlandet. Antallet avtar mot nord, mens gjennomsnittarealet for en lokalitet øker. Lavt antall i blant annet Vestfold og Agder

indikerer at typen er mangelfullt kartlagt der. Også for hagemark er det trolig fylkesvise forskjeller i hvordan typen er blitt prioritert i kartleggingsarbeidet.

De utdaterte naturtypene kalkrike enger og fukteng bør gjennomgås og omkodes. Sannsynligvis bør en del også feltbefares for å fastslå om dette er naturmark eller kulturmark, og av hvilken type. Trolig er mange fuktenger naturbeitemark, i andre tilfeller kunstmarkseng som ikke skal kartlegges. Mange kalkrike enger er trolig åpen grunnlendt kalkmark. Det bør vurderes om omkodingen best kan skje i forbindelse med en gjennomgang av naturbaselokaliteter som trolig blir nødvendig i forbindelse med pågående revisjonen av naturtypene i Naturbase.

Ut fra denne gjennomgangen av naturbase er det tydelig at det fortsatt er et kartleggingsbehov. En må likevel anta at mange av de viktigste lokalitetene i landet befinner seg blant de kartlagte A-lokalitetene, selv om noen sikkert gjenstår å bli oppdaget. At antallet C-lokaliteter er lavere enn antallet B-lokaliteter tyder på at mange lokaliteter ennå ikke er kartlagt. Blant disse må en også anta at det er et visst restaureringspotensial, da verdien kan ha blitt satt lavt på grunn av manglende hevd. Blant de allerede kartlagte lokalitetene er det et stort behov for kvalitetssikring og revurdering av verdi. Et gjennomgående trekk er mangel på artsopplysninger. F.eks. i hagemark antas det å være et udekket behov knyttet til arts mangfold på trærne.

3.3 Faglige kriterier for utvalg og prioritering av lokaliteter

Naturbase inneholder så mange lokaliteter med naturbeitemark og hagemark at det kan være nødvendig å avgrense utvalget av lokaliteter som skal inngå i en handlingsplan. Følgende overordnede forhold bør legges til grunn for valg av lokaliteter:

- Et representativt utvalg av hele variasjonsbredden av *naturtypene* naturbeitemark og hagemark i Norge bør inngå. I dette ligger både variasjon i grunntyper etter Naturtyper i Norge og ulike hevdregimer.
- Et representativt utvalg av lokaliteter som favner hele variasjonsbredden av *artsmangfoldet* bør inngå.

Et godt utvalg oppnås best ved å ta hensyn til følgende forhold:

- Tilgang på beitedyr er en nødvendig forutsetning.
- Lokaliteter med verdi A anses å være viktigst. De bør ha prioritet framfor lokaliteter med verdi B eller C dersom de er tilstrekkelig godt dokumentert.
- Lokalitetenes naturfaglige kvaliteter og verdi må være tilstrekkelig dokumentert. Dette kan dels avgjøres ved gjennomlesing av lokalitetsbeskrivelser, men supplerende feltarbeid må påregnes. Verdifastsettelsen bør være velbegrunnet. En del lokaliteter kan få endret verdi ved supplerende undersøkelser, både redusert og oppjustert verdi er mulig. Av den grunn bør også lokaliteter med verdi B eller C kunne vurderes, dersom det antas at potensialet for verdiøkning ved nærmere undersøkelser er stort.
- Ved oppstart av arbeidet med handlingsplan for naturbeitemark bør det velges godt dokumenterte lokaliteter.
- Lokaliteter som ligger innen utvalgte kulturlandskap eller i stjerneområder bør prioriteres.
- Lokaliteter som velges bør ligge på eiendommer der grunneier er interessert i oppgavene med å følge opp skjøtsel på avtalt vis.
- Det bør sørges for at relevant variasjon i hevdtyper fanges opp. Lokaliteter som er i god hevd bør prioriteres.
- Regional variasjon i artsinventar av viktige artsgrupper som beitemarksopp og karplanter må fanges opp.

- Lokalteter med dokumentert høyt artsmangfold og med forekomst av rødlistede arter bør prioriteres. Dette innebærer at ekstra oppmerksomhet bør rettes bl.a. mot varme strøk av landet (Øst- og Sørlandet; særlig med tanke på karplanter og virvelløse dyr) og mot kalktrakter over hele landet. Regioner med mye beitemarkssopp bør også settes i fokus.
- Variasjonen i naturbeitemarkstyper etter Naturtyper i Norge bør fanges opp. Dette kan gjøres ved at så mange NiN-typer som mulig innen hver vegetasjonsregion inkluderes. I tillegg bør man sørge for at spesielle utforminger, særlig sjeldne typer og utforminger med rødlistede arter i kategoriene CR og EN fanges opp, dersom disse artene ikke inngår i andre handlingsplaner.
- Beitemark under skoggrensa bør prioriteres.

3.4 Omfang av handlingsplanen (antall lokaliteter)

Det er ønskelig at så mange svært viktige (med verdi A) lokaliteter som mulig inngår i planen, men med nærmere 1200 A-lokaliteter i Naturbase kan det være nødvendig å foreta et utvalg. Det er imidlertid sannsynlig at en viss prosentandel av dem ikke er aktuelle på grunn av dårlig kvalitet på registreringene, mangel på beitedyr, planer for omdisponering eller grunneiere som ikke er interesserte i tiltak etter handlingsplanen. Med utgangspunkt i gjennomgangen av Naturbase og kriteriene listet ovenfor bør det imidlertid være mulig å gjøre gode prioriteringer. Utgangspunktet må være at variasjonen i naturbeitemark blir best mulig fanget opp.

Antall lokaliteter innen hver enkelt vegetasjonsregion må være tilstrekkelig for å fange opp variasjonen av naturbeitemark. I denne sammenheng bør man ta hensyn til at enkelte regioner har større utstrekning enn andre, har høyere forekomst av naturbeitemark respektive hagemark eller har stor geografisk spredning og/eller stort høydespenn.

Det anses som særlig viktig at deler av landet med mange A-lokaliteter tillegges stor vekt. Gjennomgangen av Naturbase og fordelingen av rødlistearter peker klart på visse områder.

Omfanget av naturbeitemark varierer med driftsformene i landbruket. Enkelte regioner har større arealer med beitemark enn andre fordi husdyrhold er mer utbredt, og dette bør også tillegges vekt ved utvalg av lokaliteter.

For å sikre rødlistede habitatspesialister i naturbeitemark som ikke inngår i andre handlingsplaner bør det utarbeides lister over habitatspesialister og tilordne disse til en lokalitetsdatabase. Dette omfatter trolig et stort antall lokaliteter. I første omgang foreslås derfor at alle lokaliteter med arter i kategoriene CR og EN bør inngå.

Alle arter som er knyttet til naturbeitemark bør inngå i nettverket av lokaliteter. Dette krever at det gjennomføres artsinventeringer i lokalitetene som er aktuelle for utvelgelse. For karplanter og beitemarkssopp er dette en vel utprøvd metodikk i ARKO-delprosjekt kulturmarkseng (se Bratli et al. 2011). Ideelt sett kan registreringer gjøres som en del av skjøttsplanarbeidet. Dette er i stor grad gjennomført i forbindelse med oppfølgingen av handlingsplan for slåttemark i de fleste fylker (Svalheim 2012), og forutsetter høy kompetanse.

Når handlingsplanen for naturbeitemark skal settes i verk bør det nedsettes en fagbiologisk gruppe som lager en liste over lokaliteter som, basert på retningslinjene i dette faggrunnlaget, bør prioriteres. Denne listen kan fungere som en rådgivende liste til bruk i fylkene og fylkenes skjøttsgrupper for kulturmark ved oppfølgingen av handlingsplanen. Faggruppa kan også utarbeide lister over habitatspesialister og lokalitetsdatabaser over forekomster av CR- og EN-arter knyttet til naturbeitemark. Basert på dette datamaterialet

kan de fylkesvise skjøtselsgruppene for kulturmark i dialog med faggruppen, kommunene og grunneierne siden velge ut lokaliteter for igangsetting av tiltak. Faggruppen kan også støtte skjøtselsgruppene arbeid gjennom å foreta årviss gjennomgang av registeringsmateriale for å sikre at all ønsket variasjon fanges opp.

Det foreslås at 750 lokaliteter med naturbeitemark velges ut. I tillegg foreslås et spesialutvalg på 150 lokaliteter, som kan sørge for å fange opp sjeldne typer og arter, slik at det samlede antallet naturbeitemarkslokaliteter som ivaretas gjennom handlingsplanen blir 900.

For hagemark foreslås det at 200 lokaliteter velges ut, hvor A-lokaliteter med velbegrunnet verdisetting bør inngå.



Figur 37. Gjengroing med einer i seterlandskapet er vanlig, her er det foretatt rydding. Fra Møre og Romsdal, Sunndal, Grøvudalen. Foto: John Bjarne Jordal.

4. Truethetsstatus og trusler

4.1 Truethetsstatus

Kulturmarkseng ble vurdert i forbindelse med utarbeidelse av rødlista for naturtyper (Lindgaard & Henriksen 2011). Her ble slåtteeeng skilt ut og vurdert til kategori EN - sterkt truet. Kulturmarkseng som helhet, inkludert naturbeitemark, ble vurdert til kategori VU - sårbar. Begrunnelsen for dette var basert både på sterk arealreduksjon og tilstandsendringer der særlig negative effekter av gjengroing (**Figur 37**) og intensivering ble framhevet. Nærmere informasjon om grunnlag for vurderingen finnes i Artsdatabankens rødlistedatabase. Trusselfaktorer blir nærmere belyst i de neste kapitlene.

Naturindeks for Norge 2010 (Nybø 2010) viser også at den gjennomsnittlige tilstanden for biologisk mangfold i kulturmarkseng er sterkt redusert siden 1950. I den siste perioden 1990-2010 var gjennomsnittlig negativ endring beregnet til 12 % over hele landet. Tidligere er også vegetasjonstypers truethet vurdert og flere som tilhører naturbeitemark ble vurdert som sårbare (VU), sterkt truet (EN) eller akutt truet (CR). For nærmere redegjørelse vises til Fremstad & Moen (2001). På bakgrunn av vurderingene bør spesiell oppmerksomhet rettes mot lågurt-kulturmarkseng, kulturmarkskalkeng og kulturmarkskalkfukteng ved innsamling av bedre datagrunnlag og forvaltning av kulturmarkseng.

Både Naturindeks og rødlistevurderingene peker på manglende datagrunnlag med hensyn til areal- og tilstandsendringer, og arbeidet er derfor basert på ekspertvurderinger. Det er derfor behov for en nasjonal overvåking av areal- og tilstandsendringer i kulturlandskap.

4.2 Påvirkningsfaktorer

4.2.1 Påvirkning på habitatet

Faktorer som påvirker rødlistearter er oppsummert av bl.a. Kålås et al. (2010), jf. Ødegaard et al. (2005) og for jordbruksarealene sin del Fjellstad et al. (2010). Nedenfor følges i grove trekk inndelingen av påvirkningsfaktorer i rødlistebasen (Kålås et al. 2010).

Hovedtruslene i dag er endringer i drift innenfor jordbruket. Effektivisering, spesialisering og nedlegging med oppdyrking, gjødsling, endringer i beitemønster og beitetrykk, gjengroing, og tilplanting har gjennom 1900-tallet og fram til nå ført arealet av naturbeitemark ned på et historisk lavt nivå, og utviklingen ser ikke ut til å ha stanset (Nybø 2010).

4.2.1.1 Oppdyrking, jordarbeiding

Endringer i jordbruket i løpet av 1900-tallet har ført til omfattende oppdyrking og jordarbeiding i tidligere kulturmarkseng. Med jordarbeiding mener man inngrep som snur jorda (pløying) eller som knuser og blander torva (harving, fresing) slik at jordstrukturen blir sterkt endret, og at vegetasjonssuksjonen starter fra mer eller mindre naken jord. Denne gjennomgripende markforstyrrelsa fører til at suksesjonen starter fra et tidlig stadium, og at det biologiske mangfoldet knyttet til gamle kulturmarksenger i stor grad forsvinner. Det kan ta meget lang tid før man på nytt får en tilsvarende artsrik kulturmarkseng (Ihse & Norderhaug 1995, Walker et al. 2004).

4.2.1.2 Ugunstig/uheldig drift

Uheldig skjøtsel kan være f.eks. beitepussing eller skjøtselsslått der man slår graset uten å fjerne det. Dette fører til opphoping av næring i jorda og kan endre miljøet for mange arter som er tilpasset næringsfattige forhold.

Overbeiting og tråkkslitasje kan være et lokalt problem. Hard beiting kan medføre at enkelte arter forsvinner. En del arter er sårbare for tråkkskader og ved mye trakk slites vegetasjonen helt vekk. Enkelte steder er dette også kombinert med tilleggsfôring (sen høst, tidlig vår, eller ved vinterbeite) og påfølgende næringstilførsel til jorda og innførsel av kunstmarksarter og andre uønskede, gjerne nitrofile arter.

Mange arter trives best ved et moderat beitetrykk, og det ideelle er hvileperioder uten beiting hvor plantene får blomstre og sette frø. Helsesongbeite eller kontinuerlig nedbeiting over deler av sesongen uten at beitene får hvile, synes å være svært uheldig for mange arter. Effekten avhenger imidlertid av dyretetthet og størrelsen på beiteområdene.

Bruk av tunge maskiner er skadelig for både vegetasjon og mange arter. Det er kjent at tunge maskiner fører til jordpakking og mindre luft i jorda. For å være føre var, bør man unngå tunge maskiner, og da særlig på fuktig og bæresvak jord.

Valg av beitedyr kan påvirke artssammensetningen på lokalitetene. I lokaliteter hvor man ønsker å bevare spesielle arter som orkidéer er både dyreslag og beitetid viktig. Sauen beiter ofte selektivt og kan raskt spise opp alle individene av f.eks. orkidéer innen et område. I forbindelse med skjøtsel av bl.a. svartkurle har det vært et viktig tiltak å holde sauer borte under blomstring og frøsetting.

"Homogeniserende skjøtsel" betyr at man skjøtter mange områder etter felles retningslinjer. "Homogeniserende skjøtsel" kan også være at man skjøtter et område helt likt fra år til år. Det beste er om man kan variere skjøtselen både i tid og rom (Dahlström 2006). Dette kan øke variasjonen i habitater til beste for mange arter.

4.2.1.3 Svak og opphørt drift, gjengroing

Endringer i måten å drive jordbruk på, særlig i etterkrigstida, har ført til opphørt hevd av kulturmarkseng, og en gjengroing og kvalitetsendring som har vært svært omfattende. Om ikke bruken opphører, vil man likevel kunne få en gjengroingsprosess avhengig av styrken på beitetrykket, og fordeling av dette gjennom sesongen, avhengig av lokale klima-, terreng og jordsmonnsforhold. Gradvis gjengroing under svakt beitetrykk er vanlig over store områder, også fordi kombinasjonsbeiting med flere dyreslag har blitt mindre vanlig etter andre verdenskrig, og fordi vedhogst osv. har opphørt. Det er derfor ofte nødvendig å supplere beiting med gjentatte ryddetiltak.

Gjengroing er i dag trolig den alvorligste trusselen mot naturbeitemarker og hagemarker. Gjengroingen skjer raskest i sør- og vestvendte områder i lavereliggende strøk, og på frisk mark. Først kommer høyt gras og urter, som hver høst visner ned til en tykk filt av planterester, og mosedekningen blir drastisk redusert. I slikt høyt gras forsvinner mange engarter ganske raskt. Da er også busker og trær ofte på vei opp, og vegetasjonen blir gradvis endret i retning sluttet skog (**Figur 38**). På tørrere mark og i høyereliggende strøk kan gjengroingsprosessen ta lenger tid. Lyngarter vil gjerne overta for eksempel i gjengroende beiter i seterregionen. Einer sprer seg gjerne i gjengroende beiter og vil etter hvert danne sammenhengende nesten ugjennomtrengelig kratt før skogen lukker seg og også eineren skygges ut. Særlig i næringsrike, gjengroende beiter i lavlandet vil

vegetasjonen kunne få høyt innslag av nitrofile arter som hundekjeks, åkertistel og bringebær og derved ha likhetstrekk med gjengroende kulturbeiter.

Man har begrenset kunnskap om hva som skjer i jorda gjennom gjengroingsprosessen. Næringsopphoping i forbindelse med nedbryting av strølaget og endret mikroklima kan være viktige forhold. Etter hvert som skogen kommer inn, vil bakterie- og soppfunnene endres og ektomykorrhiza-sopper overta mer og mer av plassen og tilgjengelige næringsressurser. En kravfull gruppe som beitemarkssopp forsvinner ofte der det er mye ektomykorrhiza-sopp. Treslag som har mye mykorrhiza-sopp er bl.a. bjørk, furu, gran, osp og eik. Treslag som ikke har mykorrhiza er bl.a. ask, alm, lønn, einer og frukttré. I de fleste tilfellene vil gjengroing til slutt føre til sluttet skog, og over tid med permanent beiteopphør er det grunn til å regne med at de fleste engarter av ulike organismegrupper går tilbake eller forsvinner, selv om noen plantearter kan ha en frøbank som varer lenge.



Figur 38. Gjengroing av naturbeitemark med bjørk, Troms, Karlsøy, Reinøya. Foto: John Bjarne Jordal.

4.2.1.4 Nedbygging

Mange tidligere kulturmarksenger har blitt ødelagt som følge av arealinngrep i form av bygging av veier, boliger, industri, idrettsanlegg m.m. I sum er det trolig at denne påvirkningsfaktoren har mindre innvirkning enn endringer i drift, selv om man savner kvantitative data.

4.2.1.5 Tilplanting

Skogplanting skjer oftest med bartre-arter (særlig gran), i enkelte tilfeller andre treslag. Det har vært en utstrakt tilplanting med gran (langs kysten også sitkagran m.m., se **Figur**

39) i tidligere kulturmarksenger i mange distrikter. Vekst av tett, ofte utynnet granskog vil endre miljøet raskere enn gjengroing med lauvskog. Vegetasjon og mosedekke forsvinner delvis og blir erstattet av naken jord og barstrø som forsurer jordsmonnet. Det planlegges nå omfattende tilplanting som et klimatiltak, noe som sannsynligvis vil berøre en god del av gjenværende naturbeitemarker.



Figur 39. Gjengroing av naturbeitemark med einer og selvsådd sitkagran (fremmed art i kategori SE - svært høy risiko), Hordaland, Bømlo. Foto: John Bjarne Jordal.

4.2.1.6 Fragmentering

Når arealet av naturbeitemark minker, blir resterende arealer ofte fragmenterte. Lokalitetene kan bli både stadig mindre og mer isolerte. Dette kan være en trussel mot plantepopulasjonene fordi små populasjoner av plantearter og andre organismer kan ha vanskelig for å overleve på lang sikt i isolerte habitater. De kan for eksempel forsvinne på grunn av at de blir slått ut en tørkesommer og rekolonisering ikke er mulig fordi habitatet er for isolert. Overlevelsessevne i slike sammenhenger kan også påvirkes av om plantene har en frøbank eller ikke. Mange engarter danner ikke langvarig frøbank og derved er rekolonisering avhengig av det lokale tilfanget av arter og deres spredningsevne. Små isolerte plantepopulasjoner kan i tillegg få problemer med nødvendig pollinering. Over tid kan de også reduseres og forsvinne på grunn av innavl. Hvilken avstand mellom beitemarker som innbærer isolering for en art avhenger av artens livsstrategi (Norderhaug et al. 2000). Kunnskapen om effekter av fragmentering av kulturmarkseng på ulike arter er foreløpig liten.

4.2.2 Forurensning

4.2.2.1 Gjødsling

Det er velkjent at mange engarter av planter og sopp ikke finnes på mark som er gjødslet. De tåler ikke eller bare lite gjødsel, og det er vist at gjødsling har en ødeleggende og langvarig effekt som kan vare mer enn 50 år (Nitare 1988, Bruun & Ejrnæs 1993).

Forandringene i jordbruket på 1900-talet har ført til omfattende gjødsling, med både husdyrgjødsel, kunstgjødsel og gylle, noe som har forårsaket sterk tilbakegang av en rekke arter over store arealer.

Den negative effekten av gjødsling henger blant annet sammen med at tilførsel av plantenæringsstoffer favoriserer arter som lett tar opp disse og som utnytter dette til raskt vekst. Dette er gjerne høyvokste, plasskrevende arter som derved også reduserer lysforholdene og gir mindre plass til små arter. Tett vegetasjon er også ugunstig for en del kortlevde arter som jevnlig trenger flekker med blottlagt jord for frøspiring. På den annen side er meget næringsfattige enger ofte artsfattige, slik at høyest artsrikdom ofte finnes i middels produktive enger (jf. Grime 1979).

Bløtgjødsel og kunstgjødsel anses som mest uheldig i de mengder som er vanlige i moderne jordbruk. Vegetasjonssammensetningen endres og mosedekket reduseres sterkt. Om man senere slutter å gjødsle, viser danske undersøkelser at de artene som var der før, ikke dukker opp igjen på kort sikt. Gjødsling i de mengder som er aktuelle i dagens moderne jordbruk er et mer ødeleggende og irreversibelt inngrep enn pløying når det gjelder vegetasjonen (Bruun & Ejrnæs 1993). Imidlertid viser forskning varierende resultater med hensyn på hvordan vegetasjonen henter seg inn etter gjødsling og det kan tenkes at dette blant annet henger sammen med den naturlige produktiviteten i engene (f.eks. Hovd 2006, Královec et al. 2009).

Nitare (1988) diskuterer virkninger av nitrogen og fosfor på beitemarkssopper. Han hevder at mange beitemarkssopp først og fremst er tilpasset fosforknapphet. Dette kan forklare at tilsynelatende kalkkrevende beitemarkssopper også vokser i sur slåttemark som har vært hevdet i lang tid. Ved høy pH blir fosfor sterkt bundet, og konsentrasjonen av tilgjengelig fosfor blir derfor lav, slik som i gamle næringsfattige enger. Det man har trodd har vært tilpasning til kalkrikt jordsmonn, kan derfor i stedet i noen tilfeller være tilpasning til fosforknapphet. Lignende forekomst av kalkkrevende karplanter i gamle, sure slåtteeenger er også observert, bl.a. hjertegras, brudespore, vill-lin og bittersøte (Ekstam et al. 1988, Norderhaug 1988).

Gjødslingshistorien for en lokalitet er som regel arbeidskrevende eller umulig å klarlegge i detalj, men noen få eksempler fra Møre og Romsdal tyder på at mange engarter i et klima med 1200-2000 mm nedbør kan tåle opp mot 3-6 kg nitrogen pr. dekar tilført årlig i et tiår eller så, som tidligere fullgjødsel A (16 % nitrogen, 6% fosfor) eller som kalksalpeter i slutten av mai når planteveksten er godt i gang (Jordal 1997). Den store nedbørsmengden i disse områdene fører trolig til utvasking av næring, og under slike forhold kan mange arter tåle mer gjødsling enn i mer nedbørfattige områder. Dette er likevel forhold som er lite undersøkt, blant annet med tanke på langtidseffekter av akkumulert næring, og flere ting som lokale dreneringsforhold, kan spille inn. Mengdene nevnt ovenfor er små, og er ofte spredd med hånd fra bøtte. Områder som blir gjødslet fra traktor mottar som regel mye større mengder gjødsel pr. dekar enn dette. Under nedbørrike forhold kan det muligens bli for stor næringsmangel eller for surt både for beitemarkssopper og en del engtilknyttede karplanter. Utvaskete, næringsfattige beitemarker i nedbørrike områder (>2000 mm pr. år) på Vestlandet har noen ganger vært mer fattige på arter enn forventet, og utvasking kan da være en forklaring.

4.2.2.2 Sprøyting

Sprøyting mot ugrasarter rammer ofte andre arter som det ikke var meningen å bekjempe. Dette er trolig generelt et lite problem i naturbeitemark, men kan ramme kanter av habitater som ligger inntil dyrka mark og veikanter som sprøytes.

4.2.2.3 Nitrogenedfall/eutrofiering

Nitrogenedfall har både en forsuring- og eutrofieringseffekt på engvegetasjon, som kan være særlig skadelig for naturlig næringsfattige naturtyper. På grunn av dårlig bufferkapasitet i jordsmonnet, kan også forsuring i fattig engvegetasjon medføre mobilisering av giftige metaller (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Nitrogenedfallet over Norge skyldes delvis utslipp fra transportsektoren, delvis fra industri og delvis fra jordbruket. Noe av nedfallet stammer fra Norge, men mye kommer også sørfra som langtransportert luftforurensing. Nedfallet varierer fra 1-2 kg nitrogen pr. dekar og år på Sørlandet og Sørvestlandet til 0,1-0,2 kg pr. dekar på kysten nordover fra Møre og Romsdal. Mens nedfall av svovel har minnet sterkt, har nitrogenedfallet minnet mindre, reduksjonen er ca. 25 % fra 1990 til 2009 (Halvorsen, G.A. et al. 2010). I Sør-Skandinavia har nedfallet vært stort gjennom en periode på 50 år og tilsvarer samlet 20-60 kg nitrogen pr. dekar (www.klif.no).

Eutrofiering anses i dag som et av de mest alvorlige problemene for det biologiske mangfoldet i Europa. Sørøver i Europa er nitrogenedfallet vesentlig større enn i Norge. Der har man påvist endringer i karplantefloraen med grasdominans på bekostning av urter, moser og lyngvekster, som er satt i sammenheng med akkumulert nitrogenedfall (Dupré et al. 2010, Stevens et al. 2011). I Sør-Sverige blir nitrogenedfallet regnet som en trussel mot engplanter og beitemarkssopper på lengre sikt. Det samme gjelder Danmark (Vesterholt et al. 2000). I Nederland er det dokumentert tilbakegang av en rekke sopparter, noe som trolig skyldes det store nitrogenedfallet der (Arnolds 1989). Påvirkning på beitemarkssopp og vegetasjon/engplanter er sannsynlig bl.a. på Sørlandet og Sørvestlandet der nedfallet er like stort som i Sør-Sverige. Tålegrensen for nitrogen i fattig engvegetasjon er satt til 1000-2000 mgN/m²/år, men det er indikasjoner på at dette tallet er for høyt. I så fall kan store deler av Sør-Norge være utsatt (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Det er få studier som belyser dette i Norge, men et pilotprosjekt under naturindeks for Norge ble gjennomført i 2010 (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Sørøver i Europa er det også påvist negative effekter av nitrogendeposisjon av epifyttiske lav. I hagemark kan derfor dette utgjøre en trussel i de delene av landet som er sterkest utsatt for tilførsler av nitrogen fra luft, både lokalt og langtransportert. Det er ofte vanskelig å skille effekter av nitrogenedfall fra andre prosesser som lokal tilførsel av gjødsel, endringer i bruksmønster og gjengroing. Fra Nordvestlandet og Midt-Norge og nordover må man kanskje gå ut fra at virkningene av nitrogenedfallet har vært liten til nå.

4.2.3 Fremmede arter

Enkelte steder foregår spredning av fremmede bartrær (f.eks. sitkagran) inn i verdifulle kulturmarker. Andre planter som er vurdert å ha svært høy risiko (Gederaas et al. 2012) og som kan spre seg inn i naturbeitemark er blant annet ulike berberis-arter *Berberis* spp, mispel-arter *Cotoneaster* spp., spansk kjørvel *Myrrhis odorata*, platanlønn *Acer pseudoplatanus*, rynkerose *Rosa rugosa* (ofte strandnære lokaliteter), ugrasmjølke *Epilobium ciliatum* ssp. *ciliatum* og vinterkarse *Barbarea vulgaris*. I hagemark kan almesyke (*Ophiostoma ulmi* og *O. novo-ulmi*) og askeskuddsyke (forårsaket av askeskuddbeger *Hymenoscyphus pseudoalbidus*) utgjøre et problem. Ellers ser det ut til at fremmede arter jevnt over spiller en underordnet rolle i naturbeitemarker. Studier fra andre land indikerer også at enger er generelt mindre utsatt for fremmede arter enn blant annet mer intensivt drevet mark (Chytrý et al. 2009, Jauni & Hyvönen 2010). Undersøkelser fra Finland viser at habitater med forstyrret mark og mye bar jord er mer utsatt enn habitater med mer permanent vegetasjonsdekke (Jauni & Hyvönen 2010). Ved restaurering av gjengroende beitemark for eksempel ved fjerning av einer og andre busker blottlegges mye bar jord. Ved restaurering bør en derfor være oppmerksom på denne risikoen og velge restaureringstiltak, som ikke gir mye bar jord, samt sette inn tiltak dersom uønskede arter starter å etablere seg. En art som trives på forstyrret mark og som synes å kunne ta over i

tørre, kalkrike enger er gul gåseblom *Cota tinctoria*. Mot nord avtar risikoen, siden mange av de fremmede artene med høy risiko er varmekjære og spres fra områder lenger sør.

5. Kilder

- Anonym 1994. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Del 4. Verdifulle kulturlandskap i Norge. Mer enn bare landskap! Sluttrapport fra det sentrale utvalget. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Anonym 2005. St.prop. 1 (2005-2006). Proposisjon til Stortinget for budsjettåret 2006. - Landbruks- og matdepartementet, Oslo.
- Anonym 2007a. Emerald network in Norway. Final report from the pilot project. - DN-Rapport 2007: 1b: 1-57.
- Anonym 2007b. Kartlegging av naturtyper - verdsetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13, 2. utg. - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. (Tilgjengelig på <http://www.naturforvaltning.no/archive/attachments/02/123/Hndbo001.pdf>)
- Anonym 2007c. St.meld. 26 (2006-2007). Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand. - Miljøverndepartementet, Oslo.
- Anonym 2012. St.prop.1S 2011-2012. Proposisjon til Stortinget for budsjettåret 2012 - Miljøverndepartementet, Oslo.
- Arnolds, E. 1989. The influence of increased fertilization on the macrofungi of a sheep meadow in Drenthe, the Netherlands. - Opera Bot. 100:7-21.
- Artsdatabanken 2011. 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> 17.01.2011 (sopp) og 10.03.2011 (karplanter).
- Austad, I. & Ådland, E. (red.) 2002. Kulturminner, kulturlandskap og kultur-turisme. Rapport frå seminar i Sogndal 27.-28. November 2000. - Bergen museum, Universitetet i Bergen.
- Austrheim, G. & Eriksen, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains - patterns and processes at different spatial scales. - Ecography 24: 683-695.
- Austrheim, G., Olsson, E.G.A. & Grøntvedt, E. 1999. Land-use impact on plant communities in semi-natural subalpine grasslands of Budalen, central Norway. - Biological Conservation 87: 369-379.
- Austrheim, G., Solberg, E.J., Mysterud, A., Daverdin, M. & Andersen, R. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. - NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. Zool. Ser. 2008: 2: 1-123.
- Bakker, E.S., Ritchie, M.E., Olff, H., Milchunas, D.G. & Knops, J.M.H. 2006. Herbivore impact on grassland plant diversity depends on habitat productivity and herbivore size. - Ecol. Lett. 9: 780-788.
- Balmford A., Rodrigues A.S.L., Walpole M., ten Brink P., Kettunen M., Braat L. & de Groot R. 2008. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: scoping the science. Final Report. - E. C. ENV/070307/2007/486089/ETU/B2.
- Bele, B., Sickel, H., Lunnan, T., Norderhaug, A., Østerlie, M., Abrahamsen, R.K., Nilsen, L.S. & Ohlson, M. 2009. Landscape qualities as a potential for alpine agriculture. - Proceedings of the 15th Meeting of the FAO CIHEAM Mountain Pastures Network, October 7-9, 2009, Les Diablerets, Switzerland: 157-160
- Bernes, C. 1993. Biological diversity in Sweden. - Swedish Environmental protection Agency. Monitor 14.

- Bjurreke, K. 2008. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Vest- og Aust-Agder, med en kunnskapsvurdering. - Direktoratet for naturforvaltning Utredning 2008: 4: 1-118.
- Bjurreke, K., Norderhaug, A. & Stabbetorp, O. 2010. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Vestfold, med en vurdering av kunnskapsstatus. - Direktoratet for naturforvaltning Utredning 2010: 5: 1-112.
- Brandrud, T.E., Bendiksen, E., Hofton, T.H., Høiland, K. & Jordal, J.B. 2010. Sopp "Fungi". I: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red). Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim, ss. 87-123.
- Bratli, H. & Blindheim, T. 2010. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Oslo og Akserhus, med en vurdering av kunnskapsstatus. - Direktoratet for naturforvaltning Utredning 2010: 6: 1-150.
- Bratli, H. & Blom, H.H. 2009. Eik - viktige levesteder for lav. - Glimt fra Skog og landskap 2009: 02: 1-2.
- 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., Jørgensen, P.M., Haugan, R. & Johnsen, J.I. 2010. - *Catapyrenium psoromoides* new to Norway. - *Graphis scripta* 22: 9-13.
- Bruteig, I. E. Austrheim, G. & Norderhaug, A. 2003. Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfold og rovviltforvaltning. - NINA Fagrapport 71: 1-65.
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. 1993. Naturtypen overdrev, vegetationen og dens forutsætninger. - Botanisk Institut, Københavns Universitet, København.
- Chytrý, M., Pyšek, P., Wild, J., Pino, J., Maskell, L.C. & Vilà, M. 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. - *Diversity and Distributions* 15: 98-107.
- Dahlberg, A., Emanuelsson, U. & Norderhaug, A. in print. Kulturmark og klima - en kunnskapsoversikt.
- Dahlström, A. 2006. Betesmarker, djurantal och betestryck 1620-1850. Naturvårdsaspekter på historisk beteshävd i Syd- och Mellansverige. - *CBM:s Skriftserie* 13: 1-333.
- Daugstad & Sæter 2001. Seterliv. - Det Norske Samlaget, Oslo.
- Dramstad, W. E., Fry, G., Fjellstad, W.J., Skar, B., Helliksen, W., Sollund, M.-L.B., Tveit, M.S., Geelmuyden, A.K., & Framstad, E. 2001. Intergrating landscape-based values - Norwegian monitoring of agricultural landscapes. - *Landscape and Urban Planning* 57: 257-268
- Duprè, C., Stevens, C.J., Ranke, T., Bleeker, A., Peppler-Lisbach, C., Gowing, D.J.G., Dise, N.B., Dorland, E., Bobbink, R. & Diekmann, M. 2010. Changes in species richness and composition in European acidic grasslands over the past 70 years: the contribution of cumulative atmospheric nitrogen deposition. - *Glob. Change Biol.* 16: 344-357.
- EEA 2010. Assessing biodiversity in Europe - the 2010 report. - *EEA Report* 2010: 5: 1-58.
- Ekstam, U., M. Aronsen & Forshed, N. 1988. Ängar. Om naturliga slåttermarker i odlingslandskapet. - Naturvårdsverket, LTs förlag, Stockholm.
- Ellenberg, H. Weber, H.E. Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobot.* 18: 1-248.
- Emanuelsson, U. 2009. Europeiska kulturlandskap. Hur människan format Europas natur. - Formas, Stockholm.
- FAO 2006. Statistical Yearbook. Area under permanent grassland. - *FAOSTAT* 2006.
- Fjellstad, W., Norderhaug, N. & Ødegaard, F. 2010. Jordbruksareal. I: Kålås, J.A. Henriksen, S., Skjelseth, S. & Viken, Å. (red.) Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter. - Artsdatabanken, Trondheim, ss. 39-49.
- Fremming, O. R. 1984a. Viktige truede og sårbare fuglearter i kulturlandskap i Norge. - Miljøverndepartementet, Rapport T-587. Biologisk institutt, avd. zoologi, Univ. i Oslo. 1-73.

- Fremming, O. R. 1984b. Hortulan *Emberiza hortulana*, svartrødstjert *Phoenicurus ochruros* og topplerke *Galerida cristata* i Norge. - Vår fuglefauna 7:197-204.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001 Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU rapport botanisk serie 2001: 4: 1-231.
- Fuller, R.M. 1987. The changing extent and conservation interest of lowland grasslands in England and Wales - a review of grassland surveys 1930-84. - *Biological Conservation*, 40, 281-300.
- Gederaas, L, Moen T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. - Wiley, Chichester.
- Gustavsson, E. 2007. *Grassland Plant Diversity in Relation to Historical and Current Land Use*. Thesis. - *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae* 2007: 106: 1-27.
- Gaarder, G., Larsen, B.H. & Melby, M.W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. - Miljøfaglig Utredning rapport 2007:15: 1-83.
- Halvorsen, G.A., Skancke, L.B., Saksgård, R., Solberg, S., Jensen, T.C., Høgåsen, T., Hesthagen, T., Aas, W., Garmo, Ø.A., Schartau, A.K.L., Fjellheim, A., Walseng, B. & Skjelkvåle, B.L. 2010. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport - Effekter 2009. Statlig program for forurensningsovervåking, rapportnr. 1078/2010. - NIVA-rapport 6021-2010. TA-2696. 1-162.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009b. Naturtyper i Norge - Teoretisk grunnlag, prinsipper for inndeling og definisjoner. - Naturtyper i Norge versjon 1.0 Artikkel 1: 1-210.
- Halvorsen, R., Elvebakk, A. & Jordal, J.B. 2009c. Finnes steppe i Norge? I: Naturtyper i Norge, versjon 1.0 Artikkel 10: 1-2.
- 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.
- Hassel, K. 2004. Moser i kulturlandskapet og registreringer i åkerkanter og beitemark i Trondheimsfjordområdet. - *Direktoratet for naturforvaltning Utredning* 2004: 5: 1-31.
- Hassel K., Blom H., Flatberg K., Halvorsen R. & Johnsen J.I. 2010. Moser, Anthoceroophyta, Marchantiophyta, Bryophyta. I: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red). Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim, ss. 139-154.
- Hauge, L. & Austad, I. 2008. Supplerande kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Sogn og Fjordane. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. - *Direktoratet for naturforvaltning Utredning* 2008: 6: 1-76.
- Hegrenes, A. J.N. Hval, L.J. Asheim & M. Svennerud, 2012. Fleire dyr på sommerferie? Evaluering av beiteordningene. - NILF Notat 2012-7.
- Hovd, H. 2006. *Field margins in central Norway - creation, management and flora*. Thesis. - University of Bergen, Bergen.
- Hæggström, C.-A. 1987. Hage. I: Emanuelsson, U. & Johansson, C.E. (red.) *Biotoper i det nordiska kulturlandskapet*. - Naturvårdsverket Rapport 3556, ss. 91-100.
- Ihse, M. & Norderhaug, A. 1995. Biological Values of the Nordic Cultural Landscape: different perspectives. - *IJHS* 1: 156-170.
- Jauni, M. & Hyvönen, T. 2010. Invasion level of alien plants in semi-natural agricultural habitats in boreal region. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138: 109-115.

- Jordal, J.B. 1997. Sopp i naturbeitemarker i Norge. - Direktoratet for naturforvaltning Utredning 6: 1-112.
- Jordal, J.B. 2008. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Midt-Norge. Møre og Romsdal og Oppdal med en vurdering av kunnskapsstatus. - Direktoratet for naturforvaltning Utredning 2008: 1: 1-126.
- Jordal, J.B. & Bratli, H. 2012. Høstingsskog og styvingstrær i Norge med vekt på alm, ask og lind. Utbredelse, arts mangfold og supplerende kartlegging i 2011. - Rapport J.B. Jordal nr. 3-2012: 1-114.
- Jordal, A.B. & Gaarder, G. 2009. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbruket sitt kulturlandskap, inn- og utmark i Hordaland med ei vurdering av kunnskapsstatus. - Direktoratet for naturforvaltning Utgreiing 2009: 1: 1-221.
- Kleiven, M. 1959. Studies on the xerophile vegetation in northern Gudbrandsdalen, Norway. - *Nytt Mag. Bot.* 7: 1-60.
- Kráľovec, J., Pcová, L., Jonášová, M., Macek, P. & Prach, K. 2009. Spontaneous recovery of an intensively used grassland after cessation of fertilizing. - *Applied Vegetation Science* 12: 391-397.
- Kull, K. & Zobel, M. 1991. High species richness in an Estonian wooded meadow. - *J. Veg. Sci.* 4: 97-102.
- Kålås, J. A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norway.
- Larsen, B. H., Gaarder, G., Haugan, R. & Jordal, J.B. 2006. Naturverdier i nasjonalt verdifulle kulturlandskap. Nordherad i Vågå kommune, Oppland fylke. - Miljøfaglig Utredning Rapport 2006-6: 1-37.
- Leppik, E. & Jüriado, I. 2008. Factors important for epiphytic lichen communities in wooded meadows of Estonia. - *Folia Cryptog. Estonica* 44: 75-87.
- Lindgaard, A. og Henriksen, S. (red.) 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. - Artsdatabanken, Trondheim.
- McNaughton, S.J. 1984. Grazing lawns: animal in herds, plant form, and coevolution. - *American Naturalist* 124: 863-886.
- Milchunas D.G., Sala O.E. & Lauenroth W.K. 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. - *American Naturalist* 132: 87-106.
- Millenium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. - Island Press, Washington, DC.
- Moe, B. & Botnen, A. 1997. A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havrå, Osterøy, western Norway. - *Plant Ecology* 129: 157-177.
- Moe, B. & Botnen, A. 2000. Epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* in four different habitats at Grinde, Leikanger, western Norway. - *Plant Ecology* 151: 143-159.
- Moen, A. 1998. Vegetasjon. Nasjonalatlas for Norge. - Statens kartverk, Hønefoss.
- Moen, A., Lyngstad, A., Nilsen, L.S. & Øien, D.-I. 2006. Kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap i Midt-Norge. - NTNU Vitenskapsmuseet, rapport botanisk serie 2006-3: 1-199.
- Mysterud, A. & Mysterud, I. 2000. Økologiske effekter av husdyrbeiting i utmark: III. Påvirkning på mindre pattedyr, fugler og virvelløse dyr. - *Fauna* 53:106-116.
- Nedkvitne, J.J., Staaland, H. & Garmo, T.H. 1995. Beitedyr i kulturlandskapet. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Nielsen, T.R. 1999. Check-list and distribution maps of Norwegian hoverflies with description of *Plathycheirus laskai* nov.sp. (Diptera, Syrphidae). - NINA Fagrapport 035: 1-99.
- Nitare, J. 1988. Jordtungor, en svampgrupp på tilbakegang i naturlige fodermarker. - *Svensk Bot. Tidskr.* 82: 341-368.

- Norderhaug, A. 1988. Urterike slåtteeenger i Norge: rapport fra forprosjektet. - Økoforsk utredning 1988:3.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L., Kvamme, M. (red). 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug, A., Ihse, M. & Pedersen, O. 2000. Biotope patterns and abundance of meadow plant species in a Norwegian rural landscape. - Landscape Ecology 15: 201-218.
- Norderhaug, A., Hansen, S. & Jordal, J.B. 2004. Storfjordprosjektet - Fagrapport om kulturlandskapet i indre Storfjorden og om utfordringer for forvaltninga. Møre og Romsdal fylke, landbruksavdelingen, Molde. - Rapport nr. 1-2004.
- Norderhaug, A., Jordal, J.B., Lundberg, A. & Stabbetorp, O. 2007. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Rogaland med en vurdering av kunnskapsstatus. - Direktoratet for Naturforvaltning Utredning 2007: 4: 1-221.
- Norderhaug, A., Bjureke, K. & Stabbetorp, O. 2008. Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark i Buskerud med en vurdering av kunnskapsstatus. - Direktoratet for Naturforvaltning Utredning 2008: 3: 1-137.
- Norderhaug, A., Halvorsen, R., Johansen, L. Mazzone, S., Bratli, H., Svalheim, E., Jordal, J.B. & Pedersen, O. 2012. Kulturmarkseng i Naturindeks - utvikling av kunnskapsgrunnet for overvåking og forvaltning. - Bioforsk Rapport 7: 129: 1-173.
- Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge. - Direktoratet for naturforvaltning Utredning 2010: 3: 1-161.
- Porley, R. 2008. Arable Bryophytes. A field guide to the mosses, liverworts and hornworts of cultivated land in Britain and Ireland. - WILDGuides, Hampshire.
- Pärt, T. & Söderström, B. 1999. Conservation value of semi-natural pastures in Sweden: Contrasting botanical and avian measures. - Conservation Biology 13: 755-765.
- Pöyry, J., Lindgren, S., Salminen, J. & Kuussaari, M. 2004. Restoration of butterfly and moth communities in semi-natural grasslands by cattle grazing. - Ecological Applications 14: 1656-1670.
- Reitalu, T. 2008. Plant species diversity in semi-natural grasslands: Effects of scale, landscape structure and habitat history. Thesis. - Department of Ecology, Lund University, Lund.
- Rusch, G. M. 2012. Klima og økosystemtjenester. Norske økosystemers potensial for avbøting av og tilpasning til klimaendringer. - NINA Rapport 792: 1-43.
- Sebastià, M.-T., de Bello, F., Puig, L. & Taull, M. 2008. Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. - Applied Vegetation Science 11 (2): 215-222.
- Sickel H., Bilger W., and Ohlson M. 2012. High Levels of alpha-Tocopherol in Norwegian Alpine Grazing Plants. - Journal of Agricultural and Food Chemistry 60: 7573-7580.
- Sjödin, N. E., Bengtsson, J. & Ekblom, B. 2008. The influence of grazing intensity and landscape composition on the diversity and abundance of flower-visiting insects. - Journal of Applied Ecology 45: 763-772.
- Solheim, R. 1989. Kulturlandskapene - viktige fuglebiotoper i forandring. - Vår fuglefauna 12:157-169.
- Solstad, H., Elven, R., Alm, T., Alsos, I.G., Bratli, H., Fremstad, E., Mjelde, M., Moe, B. & Pedersen, O. 2010. Karplanter Pteridophyta, Pinophyta, Magnoliophyta. I: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red). Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim, ss. 155-182.
- Stanners, D. & Bourdeau, P. 1995. Europe's Environment. The Dobris Assessment. - European Environmental Agency, København.
- Stevens, C., Duprè, C., Gaudnik, C., Dorland, E., Dise, N., Gowing, D., Bleeker, A., Alard, D., Bobbink, R., Fowler, D., Vandvik, V., Corcket, E., Mountford, J.O., Aarrestad, P.A., Muller, S., Diekmann, M., 2011. Changes in species composition of European acid grasslands observed along a gradient of nitrogen deposition. - Journal of Vegetation Science 22: 207-215.

- Strumse, E. 2002. Oppfatninger av jordbruk og jordbrukslandskap hos lokalbefolkningen i Hedmark og Indre Sogn. I: Austad, I. & Ådland, E. (red.) 2002. Kulturminner, kulturlandskap og kultur-turisme. Rapport frå seminar i Sogndal 27.-28. November 2000. - Bergen museum, Universitetet i Bergen, Bergen.
- Svalheim, E., 2008. Biomangfoldet i kulturlandskapet- Arvesølvet på Agder. - Bioforsk rapport 3: 47: 1-29.
- Svalheim, E.J. 2010. Arvesølvsprosjektet- en pådriver for å ivareta kulturavhengig biomangfold. - Bioforsk FOKUS 5: 80-81.
- Svalheim, E., 2012. Oppfølging av handlingsplan for slåttemark. Midtveisrapport for perioden 2009 t.o.m. 2011. - Bioforsk RAPPORT: 7:167: 1-60.
- Svalheim, E. & Bratli, H. 2009. Lauvingsliene på Øvre Ramse, Åmli kommune, Aust-Agder. Skjøtsel og overvåking. - Bioforsk Rapport 4: 195: 1-26.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud T.E. (red.), Bratli, H., Framstad, E., Jordal, J. B. & Ødegaard, F. 2011a. Hotspots - naturtyper med mange truede arter. En gjennomgang av Rødlista for arter 2010 i forbindelse med ARKO-prosjektet. - NINA Rapport 683: 1-64.
- Sverdrup-Thygeson, A., Bratli, H., Brandrud, T. E., Endrestøl, A., Evju, M., Hanssen, O., Skarpaas, O., Stabbetorp, O., Ødegaard, F. 2011b. Hule eiker - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 710: 1- 47.
- Szabo, M. 1970. Herdar og husdjur. En etnologisk studie över Skandinaviens och Mellaneuropas beteskultur og vallningsorganisation. - Nordiska Museets Handlingar nr. 73.
- Sæther, N. 2012. Innspill til Regjeringens utvalg for verdier av økosystemtjenester. Brev til Miljøverndepartementet 10.05.12, Norsk genressurscenter.
- Sæther, N., Sickel, H., Norderhaug, A., Sickel, M. & Vangen, O. 2006. Plant and vegetation preferences for a high and a moderate yielding Norwegian dairy cattle breed grazing semi-natural grasslands. - Animal Research 55: 367-387.
- Söderström, B., Svensson, B., Vessby, K. & Glimskär, A. 2001. Plants, insects and birds in semi-natural pastures in relation to local habitat and landscape factors. - Biodiversity & Conservation 10: 1839-1863.
- Thingstad, P.G. & Vie, G. 1995. Fugl som indikatorgruppe for miljøriktig utvikling av kulturlandskapet. En forstudie av fuglefaunaen ved Mære landbruksskole. - Univ. Trondheim, Vitenskapsmuseet, Notat Zool. avd. 1995-1: 1-30.
- Thor, G., Johansson, P., Jönsson, M. 2010. Lichen diversity and red-listed lichen species relationships with tree species and diameter in wooded meadows. - Biodiversity and conservation 19: 2307-2328.
- Timdal, E., Bratli, H., Haugan, R., Holien, H. & Tønsberg, T. 2010. Lav "Lichenes". I: Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red). Norsk rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Trondheim, ss. 125-137.
- Vangen, O., Sæther, N.H., Norderhaug, A., Holtet, M.G., Holand, Ø., Fimland, E., Sickel, H. & Hufthammer, A.K. 2007. Beitende husdyr i Norge. - Tun forlag, Oslo.
- Ve, S. 1940. Skog og treslag i Indre Sogn frå Lærdal til Fillefjell. Med ei utgreiding um gran i Sogn. - Medd.Vestl.forstl.Forsøkst. 23: 224.
- Vesterholt, J., Asman, W.A.H. & Christensen, M. 2000. Kvælstofnedfald og tilbakegang for svampe på mager bund. - Svampe 42: 53-60.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J. & Pywell, R. F. 2004. The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. - Biological Conservation 119: 1- 18.
- Wollan, A.K., Bakkestuen, V., Bjureke, K., Bratli, H., Endrestøl, A., Stabbetorp, O., Sverdrup-Thygeson, A. & Halvorsen, R. 2011. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 713. 1- 89.

- Ødegaard, F., Bakken, T., Brandrud, T.E., Blom, H., Stokland, J.N. & Aarrestad, P.A. 2005. Habitatklassifisering og trusselvurderinger av rødlistearter. Forslag til standardisert system. - NINA Rapport 96: 1-39.
- Ødegaard, F., Hanssen, O. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011a. Dyremøkk - et hotspothabitat. - NINA Rapport 715: 1-42.
- Ødegaard, F., Brandrud, T.E., Hansen, L.O., Hanssen, O., Öberg, S. & Sverdrup-Thygeson, A. 2011b. Sandområder - et hotspot-habitat. Sluttrapport under ARKO-prosjektets periode II. - NINA Rapport 712: 1- 82.
- Øverland, J.I. 2011. Pollineringstiltak i rødkløver, prosjekterfaring. - Bioforsk FOKUS (6) 1.
- Aarrestad, P.A. & Stabbetorp, O.E. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for naturindeks for Norge. - NINA Rapport: 567: 1-47.

Vedlegg 1. Stjerneområder.

"Stjerneområder" listet i fylkesvise kulturlandskapsrapporter under Nasjonalt program for kartlegging og overvåking. Østfold: Bratli & Stabbetorp (in prep.), Oslo og Akershus: Bratli & Blindheim (2010), Buskerud: Norderhaug et al. (2008), Vestfold: Bjureke et al. (2010), Aust- og Vest-Agder: Bjureke (2008), Rogaland: Norderhaug et al. (2007), Hordaland: Jordal & Gaarder (2009), Møre og Romsdal og Trøndelagsfylkene: Moen et al (2006), Jordal (2008).

Fylke	Kommune	Stjerneområde
Østfold	Aremark	Bøenseter
Østfold	Moss	Nordre Jeløy
Østfold	Hvaler	Yttersiden av øyene
Østfold	Rygge/Råde	Sletterøyene, Eløya
Østfold	Trøgstad	Ravinelandskap ved Øyeren
Østfold	Rakkestad	Buer
Østfold	Moss	Søndre Jeløy
Østfold	Rygge	Vernø kloster
Østfold	Råde	Tomb
Østfold	Fredrikstad	Elingård
Oslo og Akershus	Nannestad	Eik nordre - Lyshaugen
Oslo og Akershus	Nannestad	Eik nordre - Lyshaugen
Oslo og Akershus	Asker, Bærum, Oslo	Kalkøyene i Indre Oslofjord samt strandnære områder på fastlandet.
Oslo og Akershus	Aurskog-Høland	Mikkelrud
Oslo og Akershus	Nesodden	Røerområdet
Oslo og Akershus	Oslo	Blankvannsområdet med Blankvannsbråten, Slakteren, Svartorseter og Finnerud
Oslo og Akershus	Eidsvoll	Nordli
Oslo og Akershus	Eidsvoll	Almelia
Buskerud	Ål	seterområdet fra Vats til Tovike
Buskerud	Nore og Uvdal	fjellgårdslandskapet i Uvdal kirkebygd
Buskerud	Flesberg	ligårdene i Lyngdal
Buskerud	Flesberg	Ligrenda og Landegrenda
Buskerud	Rollag	Gvammen
Buskerud	Kongsberg	gårdsområdet fra Sagvollen til seterområdet sør for Lindås
Buskerud	Sigdal	jordbruksgrenda i Eggedal kirkebygd
Vestfold	Nøtterøy/Tjøme	Skjærgården i Nøtterøy og Tjøme
Vestfold	Larvik	strandeng vest for Sperrevika sammen med Hamskilens naturreservat
Vestfold	Hof	Rønneberg
Aust-Agder	Bykle	Stølslandskapet på Bjåen
Aust-Agder	Bykle	Stavenes
Aust-Agder	Valle	gårdslandskapet i Rygnestadgrenda
Aust-Agder	Valle	Valle kirkebygd med Tveiten
Aust-Agder	Vegårshei	gårdslandskapet på Leiulstad
Aust-Agder	Gjerstad	Melås-Landsverk
Aust-Agder	Åmli	grenda Øvre Ramse
Aust-Agder	Lillesand	Hellersøya
Vest-Agder	Kvinesdal	Salmeli
Vest-Agder	Sogndalen	gårdslandskapet på Eidså/Lia
Vest-Agder	Farsund	Marka
Vest-Agder	Farsund	Tranevåg
Vest-Agder	Farsund	Haugestranda
Vest-Agder	Kristiansand	Østre Randøya
Vest-Agder	Kristiansand	Dvergsøya
Rogaland	Hå	Synesvarden
Rogaland	Bjerkreim/Time/Hå	Laksesselafjellet-Ogna

Fylke	Kommune	Stjerneområde
Rogaland	Hå/Eigersund	Ognadalen-Hellvik
Rogaland	Rennesøy	Hodnefjell-Dale-Vikefjell
Rogaland	Rennesøy	Helland-Bø
Rogaland	Karmøy	Sør for Blikshavn
Rogaland	Suldal	Klungtveit-Litlehamar
Hordaland	Austevoll	Litlekalsøy og Møkster
Hordaland	Bømlo	Spysøy
Hordaland	Etne/Kvinnherad	Åkrafjorden
Hordaland	Kvinnherad	Gjuvslandslia
Hordaland	Lindås	Lygra og Lurekalven
Hordaland	Osterøy	Havrå
Møre og Romsdal	Fræna	Vikan: Skutholmen
Møre og Romsdal	Giske	Vigra: Molnes
Møre og Romsdal	Herøy	Runde-Nerlandsøy-Skorpa
Møre og Romsdal	Neset	Eikesdal-Øverås
Møre og Romsdal	Rauma	Øvre Romsdalen
Møre og Romsdal	Sande	Riste
Møre og Romsdal	Sande	Sandsøya-Voksa
Møre og Romsdal	Smøla	Sør-Smøla
Møre og Romsdal	Stordal/ Stranda/ Ørskog	ytre Storfjorden
Møre og Romsdal	Stranda/ Norddal	indre Storfjorden m.m. (verdensarv-området)
Møre og Romsdal	Sunnadal	Grøuvassdraget
Møre og Romsdal	Surnadal	Tågdalen/Nordmarka
Sør-Trøndelag	Bjugn	Tarva
Sør-Trøndelag	Oppdal	Kleivgardene-Sliper-Detli
Sør-Trøndelag	Oppdal	Oppdalsbygda: Lønset-Kongsvoll
Sør-Trøndelag	Oppdal	Vinstradalen, Loslia
Sør-Trøndelag	Røros	Sølandet
Nord-Trøndelag	Frosta	Tautra
Nord-Trøndelag	Leksvik	Storlia
Nord-Trøndelag	Levanger	Øvre Forra
Nord-Trøndelag	Vikna	Kalvøya
Nord-Trøndelag	Lierne	Kvelia

Vedlegg 2. Dyr på utmarksbeite

Søknader om tilskudd til dyr på utmarksbeite. Dyr på utmarksbeite i minst 8 veker t.o.m. 2008 og 5 veker f.o.m. 2009.

(Kilde: Søknader om produksjonstilskot SLF (<http://32.247.61.17/skf/prodrapp.htm>))

Østfold		2011	2010	2009	2008	2007
	410 Kyr	758	706	757	595	772
	420 Andre storfe	1224	1096	1196	1051	1273
	431 Sau over 1 år	2219	2141	2142	1881	1761
	432 Lam	2981	3068	2982	2644	2420
	440 Geiter	163	165	166	92	110
	450 Hestar	293	337	352	289	277
Akershus						
	410 Kyr	1211	1156	979	910	697
	420 Andre storfe	1951	2025	1876	1970	2005
	431 Sau over 1 år	5921	6407	6265	6198	6081
	432 Lam	9436	10018	9781	9398	9139
	440 Geiter	205	184	191	150	094
	450 Hestar	459	470	328	374	371
Oslo						
	410 Kyr		0	0	0	2
	420 Andre storfe		0	0	2	21
	431 Sau over 1 år		0	0	0	33
	432 Lam		0	0	0	5
	440 Geiter	003	0	0	0	0
	450 Hestar	010	16	2	9	0
Hedmark						
	410 Kyr	8710	7997	8019	7736	7678
	420 Andre storfe	11197	10321	10573	10389	10134
	431 Sau over 1 år	43053	43414	43298	43420	43575
	432 Lam	72505	72787	72998	72154	72530
	440 Geiter	2451	2397	1991	2009	2285
	450 Hestar	791	727	582	728	818
Oppland						
	410 Kyr	17248	16784	17096	16272	15696
	420 Andre storfe	23309	22205	22498	22118	21478
	431 Sau over 1 år	87668	87210	85722	85608	86102
	432 Lam	155183	152633	149730	149165	150749
	440 Geiter	5626	5568	5276	5554	5903
	450 Hestar	698	774	877	903	821
Buskerud						
	410 Kyr	4552	4522	4127	3886	3658

Østfold		2011	2010	2009	2008	2007
	420 Andre storfe	6398	6658	6219	5917	5743
	431 Sau over 1 år	33182	33479	32675	32781	32663
	432 Lam	59249	58725	58423	58351	58519
	440 Geiter	2502	2716	2714	2206	2660
	450 Hestar	496	422	471	502	431
Vestfold						
	410 Kyr	1815	1667	1630	1833	1457
	420 Andre storfe	2610	2434	2601	2525	2274
	431 Sau over 1 år	2993	2655	2653	2446	2389
	432 Lam	4505	4006	4092	3551	3449
	440 Geiter	049	046	078	084	061
	450 Hestar	335	320	319	356	275
Telemark						
	410 Kyr	1537	1593	1574	1541	1269
	420 Andre storfe	2360	2468	2453	2462	2223
	431 Sau over 1 år	18766	19644	20189	20258	21047
	432 Lam	32082	33187	33588	33057	34773
	440 Geiter	2345	2013	2103	1884	2271
	450 Hestar	442	460	342	383	322
Aust-Agder						
	410 Kyr	743	716	657	640	503
	420 Andre storfe	1296	1044	1270	1184	1034
	431 Sau over 1 år	8871	9224	9232	9649	10168
	432 Lam	14945	15588	15474	15851	17039
	440 Geiter	142	148	106	055	119
	450 Hestar	112	092	123	150	097
Vest-Agder						
	410 Kyr	3280	2984	2958	2995	2469
	420 Andre storfe	4920	4805	4761	4859	4230
	431 Sau over 1 år	16966	17421	17033	17072	16674
	432 Lam	26310	26668	26909	26026	25844
	440 Geiter	416	502	414	349	277
	450 Hestar	502	521	504	441	385
Rogaland						
	410 Kyr	5724	5526	4891	4143	3293
	420 Andre storfe	13600	12872	12309	11667	11288
	431 Sau over 1 år	122334	121586	116266	111066	107873
	432 Lam	165200	163620	156780	147996	143939
	440 Geiter	2330	2486	2384	2150	2177
	450 Hestar	717	808	780	735	623
Hordaland						
	410 Kyr	6251	6326	6306	5973	6011
	420 Andre storfe	9986	10074	9866	10113	10075
	431 Sau over 1 år	80496	81482	79626	77338	76013
	432 Lam	114590	115386	115384	109613	108249

Østfold		2011	2010	2009	2008	2007
	440 Geiter	5428	5258	5943	5637	5818
	450 Hestar	773	890	852	813	775
Sogn og Fjordane						
	410 Kyr	9661	10044	10239	10107	10529
	420 Andre storfe	12203	13007	12737	12762	13350
	431 Sau over 1 år	75229	76648	77198	76312	77700
	432 Lam	112656	114718	117057	111532	114795
	440 Geiter	9802	10660	11041	11215	11200
	450 Hestar	449	438	503	507	538
Møre og Romsdal						
	410 Kyr	5837	6088	5719	5870	5867
	420 Andre storfe	11431	11719	11451	12476	12802
	431 Sau over 1 år	47277	48118	47518	47245	47889
	432 Lam	67687	68100	68511	67121	70471
	440 Geiter	6855	7420	7043	7497	7331
	450 Hestar	1080	1050	1107	1003	1082
Sør-Trøndelag						
	410 Kyr	5295	5389	5185	5109	5105
	420 Andre storfe	9895	9922	10428	10473	10184
	431 Sau over 1 år	52464	52930	52144	51060	51714
	432 Lam	81374	83263	82751	79767	82830
	440 Geiter	232	174	155	141	143
	450 Hestar	523	466	391	388	291
Nord-Trøndelag						
	410 Kyr	5494	5386	4697	4475	4569
	420 Andre storfe	11956	11814	12185	13004	12792
	431 Sau over 1 år	30568	31066	31429	30414	32117
	432 Lam	47767	48410	50432	48107	50458
	440 Geiter	706	705	861	785	766
	450 Hestar	369	419	279	447	414
Nordland						
	410 Kyr	7930	7641	7343	7063	7150
	420 Andre storfe	13108	13039	12865	13045	13207
	431 Sau over 1 år	80586	82651	81954	80049	79875
	432 Lam	123964	128606	127565	124324	124622
	440 Geiter	4665	4634	4552	4820	4805
	450 Hestar	808	769	737	638	652
Troms						
	410 Kyr	2204	2303	2398	2520	2497
	420 Andre storfe	3908	4286	4375	4411	4309
	431 Sau over 1 år	41772	44957	45603	46575	47184
	432 Lam	69598	76042	76858	77260	79209
	440 Geiter	12049	12423	12316	12863	14248
	450 Hestar	325	375	370	348	368
Finnmark						

Østfold		2011	2010	2009	2008	2007
	410 Kyr	571	531	534	542	447
	420 Andre storfe	760	884	860	810	658
	431 Sau over 1 år	9044	9234	9081	9661	9739
	432 Lam	14097	15136	14403	15221	15181
	440 Geiter	022	024	028	033	051
	450 Hestar	063	095	060	081	025
Landet						
	410 Kyr	88821	87359	85109	82210	79669
	420 Andre storfe	142112	140673	140523	141238	139080
	431 Sau over 1 år	759409	770267	760028	749033	750597
	432 Lam	1174129	1189961	1183718	1151138	1164221
	440 Geiter	55991	57523	57362	57524	60319
	450 Hestar	9245	9449	8979	9095	8565