

Restaurering av artsrik eng-vegetasjon i vegkanter

Uttesting av metoder for å etablere lettstelt, artsrik og opplevelsesrik vegkantvegetasjon

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 351



Tittel

Restaurering av artsrik engvegetasjon i vegkanter

Undertittel

Uttesting av metoder for å etablere lettstelt, artsrik og opplevelsesrik vegkantvegetasjon.

Forfatter

Inger Auestad, HISF
Knut Rydgren, HISF

Avdeling

Veg- og transportavdelinga

Seksjon

Samfunnsseksjonen

Prosjektnummer

303629

Rapportnummer

Nr. 351

Prosjektleder

Inger Auestad

Godkjent av**Emneord**

artsrike vegkanter, vegkantvegetasjon, restaureringsøkologi, vegkantskjøtsel.

Sammendrag

Denne rapporten omfatter utprøving av metoder for etablering av lettstelt, artsrik og opplevelsesrik vegkantvegetasjon. Fire ulike metoder for økologisk restaurering av vegkantvegetasjon (såing, høypålegging med hard og lett raking og naturlig regenerering) ble prøvd ut i et forsøksfelt ved Borgund i Lærdal kommune. Vegetasjon i forsøksfeltet ble analysert etter ett, to, tre og åtte år, og sammenlignet med donorvegetasjon. Ved åtte år ble også vegetasjon fra omkringliggende areal (etablert med standard metode; sprøytesåing med kommersiell, artsfattig frøblanding) analysert.

Title

Restoration of species-rich grassland vegetation in road verges.

Subtitle

Methods for establishing easily managed, species-rich road verge vegetation.

Author

Inger Auestad, HISF
Knut Rydgren, HISF

Department

Veg- og transportavdelinga

Section

Samfunnsseksjonen

Project number

303629

Report number

No. 351

Project manager

Inger Auestad

Approved by**Key words**

road verge vegetation, species rich, easily managed vegetation.

Summary

This report summarises experimental testing of Methods for establishing easily managed, species-rich and aesthetical road verge vegetation. Four ecological restoration methods (seeding local seed mixture, hay transfer of local hay with hard or with light raking, and natural regeneration) were tested in a trial site at Borgund in Lærdal municipality. The vegetation in the trial site was analysed after one, two, three and eight years, and compared to the donor vegetation. After eight years we also analysed the vegetation in the surrounding road verge area (established by standard method; hydro-seeding using a species-poor, commercial seed mixture).

Restaurering av artsrik engvegetasjon i vegkanter

Uttesting av metoder for å etablere lettstelt, artsrik og estetisk
vegkantvegetasjon.

Restoration of species-rich grassland vegetation in road verges

Methods for establishing easily managed, species-rich and aesthetical
road verge vegetation

Forord

Denne rapporten beskriver resultatene av et prosjekt finansiert av Norges Forskningsråd (2004–2007, prosjektnummer 156325/530) og av Statens vegvesen, region Vest (2010–2014; *Uttesting av metoder for å etablere lettstelt, artsrik og opplevelsesrik vegkantvegetasjon*). Formålet har vært å prøve ut etablering av artsrik engvegetasjon i vegkant. Studiet ble utført i et sideareal av E16, ved Borgund i Lærdal.

Mange har vært involvert i arbeidet og fortjener en takk! Ingvild Austad var med på å initiere prosjektet og bidro i den første delen (2004–2007). Prosjektet har omfattet mye feltarbeid, og vi takker følgende for god hjelp: Astrid Berge, Brith Lunde, Hanne Sickel, Jørn–Frode Nordbakken, Liv Norunn Hamre, Marte Jørgensen, Oddmund Ytrehorn, Silke Hansen og Tor Albertsen. Grunneiere Arne Harald Tønjum, Odd A. Aspevik og Lars Nese takkes for velvillighet, og for å la oss høste høy i beitemarkene deres til forsøket. Kollega Leif Hauge har gitt verdifull lokalinformasjon om kultur–landskapet i Lærdal. Vi takker vår kontaktperson i Statens vegvesen Region Vest, Tone Høyland Stople for godt samarbeid. Videre har Dagfinn Bentås (Lærdal Energi), Sveinung Brude og Ellen Njøs Slinde (Statens vegvesen Region Vest) velvillig svart på våre spørsmål og bidratt til et bedre resultat.

Bildene i rapporten er tatt av Inger Auestad (IA), Knut Rydgren (KR) eller henta fra Wikimedia Commons (WC) eller Norgebilder.no (NiB)

Sogndal, 19.12.2014

Knut Rydgren

Inger Auestad

Høgskulen i Sogn og Fjordane, Avdeling for ingeniør- og naturfag

Sammendrag

Denne rapporten sammenfatter utprøving av metoder for etablering av lettstelt, artsrik og opplevelsesrik vegkantvegetasjon. Fire ulike metoder for økologisk restaurering av vegkantvegetasjon (såing, høypålegging med hard og lett raking og naturlig regenerering) ble prøvd ut i et forsøksfelt ved Borgund i Lærdal kommune. Vegetasjonen i forsøksfeltet ble analysert etter ett, to, tre og åtte år, og sammenlignet med donorvegetasjon. Ved åtte år ble også vegetasjon fra omkringliggende areal (etablert med standard metode; sprøytesåing med kommersiell, artsfattig frøblanding) analysert.

De fire økologiske restaureringsmetodene ga tilfredsstillende artstall og vegetasjonsutvikling, men vegetasjonen gikk gjennom relativt store forandringer gjennom forsøket. Artsrikt høy og frøblandinger ga opphav til vegetasjon som ligna mye på donorvegetasjonen, som også tjente som en referanse for forsøket. Naturlig regenerering ga på sin side et litt svakere resultat. Men alle disse metodene var vellykkede sammenlignet med den femte metoden; standard restaureringsteknikk. Denne ga skjøtselkrevende, artsfattig engvegetasjon som hadde lite til felles med donorvegetasjonen, og bør forbeholdes erosjonsutsatte områder der det er nødvendig med rask vegetasjonsetablering.

Basert på funnene munner rapporten ut i tilrådinger til økologisk restaurering av artsrike engvegkanter. Det pekes på at økologisk restaurering tar tid, at både høy, frø og under visse betingelser naturlig regenerering gir godt resultat samt at standard restaurering gir uheldig vegetasjonsutvikling. Skjøtsel styrker utvikling av artsrik vegetasjon under alle typer restaurering.

Summary

This report summarises experimental testing of methods for establishing easily managed, species-rich and aesthetical road verge vegetation. Four ecological restoration methods (seeding local seed mixture, hay transfer of local hay with hard or with light raking, and natural regeneration) were tested in a trial site at Borgund in Lærdal municipality. The vegetation in the trial site was analysed after one, two, three and eight years, and compared to the donor vegetation. After eight years we also analysed the vegetation in the surrounding road verge area (established by standard method; hydro-seeding using a species-poor, commercial seed mixture).

The four ecological restoration methods gave satisfactorily species richness and vegetation development, but the vegetation changed relatively much through the trial. Species-rich hay and seed mixtures yielded vegetation with great resemblance to the donor vegetation, which also served as a reference for the experiment. But all these methods were superior to the standard restoration method, which gave management demanding, species-poor grassland vegetation with low resemblance to the donor vegetation. Standard restoration should be reserved for areas prone to erosion, where quick vegetation establishment is of key importance.

Based on the findings of this study, the report gives recommendations for ecological restoration of species-rich grassland verges. Ecological restoration is a slow process, but both species-rich, local hay, species-rich local seed mixtures and, under certain conditions, natural regeneration gave good results, whereas standard restoration method gave unfavourable results. Regular management (mowing) reinforce the development of species-rich road grassland vegetation in road verges under all types of restoration methods.

Innhold

Forord.....	3
Sammendrag.....	4
Summary.....	5
Innhold.....	6
Innledning.....	7
Materiale og metode.....	9
Forsøksdesign og datainnsamling.....	11
Statistiske analyser.....	14
Resultat.....	17
Artsrikheten.....	17
Hvordan forandrer vegetasjonen seg gjennom forsøket?.....	18
Diskusjon.....	23
Ting Tar Tid!.....	23
Høypålegging og såing gir godt resultat.....	23
Naturlig revegetering lykkes under bestemte forutsetninger.....	24
Standard restaurering har uheldige effekter.....	25
Rett skjøtsel gir god vegetasjonsutvikling.....	25
Tilrådingen til økologisk restaurering av artsrike engvegkanter.....	27
Generelt.....	27
Pålegging av høy.....	27
Såing.....	28
Naturlig regenerering.....	28
Referanser.....	29
Personlige meddelelser.....	31
Vedlegg.....	32

Innledning

Vegene våre utgjør et viktig element i landskapet og har stor betydning for vår opplevelse av omgivelsene. I dag bygges det veger i stadig økende tempo, og lenge har store vegkantareal blitt restaurert med moderne metoder som omfatter sprøytesåing med kommersielle arter. Disse vegkantene framstår som opplevelsesfattige, ensartede grønne korridorer. De byr på begrensede opplevelser for den reisende, har ingen positiv effekt på det biologiske mangfoldet, og de krever gjerne omfattende og kostbar skjøtsel. Et sterkere økologisk fokus på restaurering har i nyere tid ført til utvikling av mer naturtilpassa restaureringsmetoder (Hagen et al. 2010). Statens vegvesen har blant anna utvikla metoder for naturlig revegetering (gjenvekst) av skogsvegetasjon med tilbakelegging av toppjord (Kongsbakk & Skrindo 2009; Skrindo & Halvorsen 2008). I tillegg til å sikre godt tilslag i etableringen, gjør slike metoder det mulig å restaurere vegetasjon uten å tilføre fremmede arter. Det økende fokuset på økologiske og økonomiske problemer knyttet til bruken av slike arter, oppsummert i *Norsk svarteliste 2012* (Gederaas et al. 2012), har gjort det ennå mer aktuelt å utvikle og bruke økologiske restaureringsmetoder.

Mange deler av landet vårt, inkludert Vestlandet, besøkes årlig av tallrike turister som vil oppleve storslått natur i kombinasjon med et enestående, levende kulturlandskap (figur 1). Mange av dem kommer med bil og ferdes langs vegene våre. Dette gir ekstra grunn til å vurdere alternative måter å etablere vakker og artsrik vegkantvegetasjon på, særlig på vegstrekninger som betyr mye for turistenes opplevelse. Spørsmålet er derfor om det finnes alternativer til standard restaureringsmetoder som på effektivt vis gir kortvokst, lettstelt, vakker og biologisk rik vegetasjon, og som kan brukes i utvalgte områder?

I Europa har man over lenger tid prøvd ut ulike metoder for økologisk restaurering av engvegetasjon, både i vegkanter og i andre områder (se bl.a. Kiehl et al. 2010; Kiehl et al. 2014; Török et al. 2011). Her har men prøvd ut metoder for å etablere vegetasjon med betydelig innslag av fargerike, blomstrende kulturmarksarter som er i tilbakegang i landskapet ellers, som er tilpasset det lysåpne, næringsfattige miljøet i vegkanter, og som kan trives der med middels skjøtelsinnsats. Det er viktig å prøve ut i praksis hvilke metoder som er best egnet i norsk klima, basert på kunnskap hentet fra andre himmelstrøk. Økologisk restaurering av et bredt spekter av norske naturtyper er systematisk behandla i *Håndbok i økologisk restaurering* (Hagen & Skrindo 2010). De generelle prinsippene som er skissert her, gir en god bakgrunn for mer spesifikke utprøvinger av tiltak for å restaurere artsrik vegkantvegetasjon.

Formålet med prosjektet som presenteres i denne rapporten er å teste ut fire ulike økologiske restaureringsmetoder (to typer høypålegging, frøsåing og naturlig regenerering på magre masser) for å etablere artsrik, lettstelt vegkantvegetasjon. Resultatene etter åtte år ble også sammenlignet med vegetasjonen i tilgrensende områder som ble restaurert med standard metode (sprøytesådd med kommersiell frøblanding på lokal matjord). På bakgrunn av resultat og konklusjoner, munner rapporten ut i en rekke konkrete anbefalinger til økologisk restaurering av vegkanter som ivaretar og utvikler estetiske og biologiske verdier.



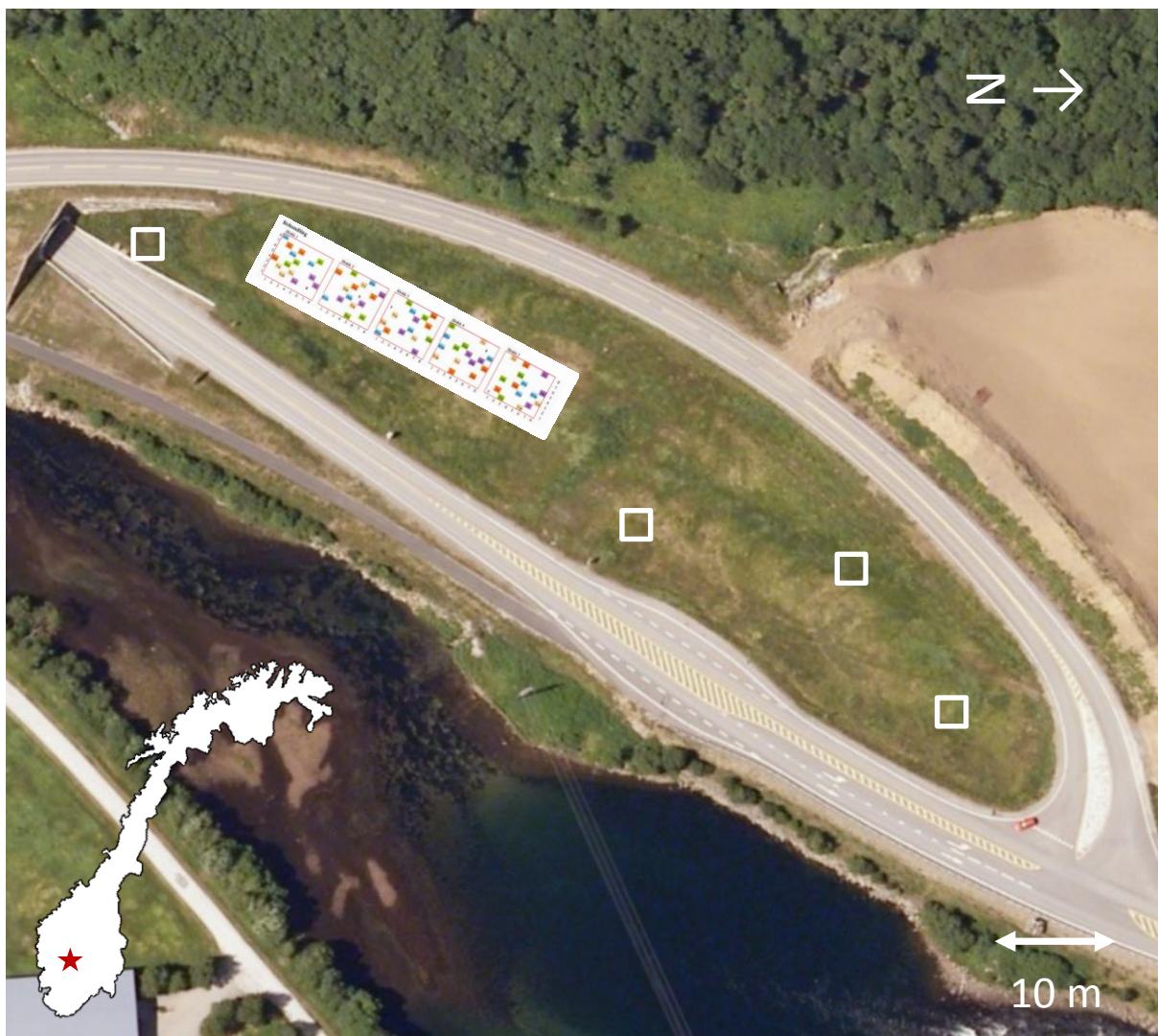
Figur 1. Utsnitt av beitemark på Molde i Lærdal som ble brukt som donorumråde for forsøket. I forgrunnen ser vi bl.a. engtjøreblom og tiriltunge. Det svakt kontinentale klimaet i forsøksområdet gir et godt utgangspunkt for slike tørketålende, lyselskende kulturmarksarter. Endra driftsformer, både i Lærdal og andre steder, gjør at slike arter er i tilbakegang i landskapet i dag (IA).

Materiale og metode

I 2004 etablerte vi forsøksfeltet for utprøving av økologisk restaurering ved E16 nær Lærdal og Borlaug i Lærdal kommune, Sogn og Fjordane (61°3'N, 7°49'Ø), se figur 2. I forbindelse med utbedring av E16 i dette området på tidlig 2000-tall ble det anlagt en tunnel rett nord for Borgund stavkirke. Forsøksfeltet lå ved munningen av denne tunnelen, på et relativt flatt areal med utstrekning 240 × 50 m (fig. 3), 420 m o.h. Høy og frø ble høstet i to habitattyper (beitemark og vegkant) innenfor tre ulike donorumråder som lå 16, 11 eller 3 km fra forsøksfeltet (Fig. 4). Både forsøksfelt og donorumråder ligger i svakt kontinentalt seksjon og sør-boreal sone Moen (1998). Her er årlig nedbør ca. 500 mm og årlig middeltemperatur ca. 5,9 °C (normalverdier; Klima.no 2013). Berggrunnen i området består hovedsakelig av prekambriske gneisser, men et donorumråde ligger på gabbro dekket av glasifluviale avsetninger (Klakegg et al. 1989). Området er dominert av kulturlandskap og blanda lauvskog i bunnen av en dal med fjellsider som strekker seg opp til 1600 m o.h.



Figur 2. Nese gard ligger 3 km sør for forsøksfeltet i Borgund, Lærdal kommune i Sogn og Fjordane. Ei beitemark på gården og en vegkant i nærheten inngikk i Nese donorumråde. Alle donorumrådene ligger i Lærdals karakteristiske, storskala landskapsrom, der bratte fjellsider omkranser et tradisjonelt kulturlandskap med store verdier (IA).



Figur 3. Arealet ved tunnelmunningen ved Borgund der forsøksfeltet (kvitt rektangel) ble etablert i 2004. Innenfor feltet ble det lagt ut fem blokker på 8 x 8 m. I hver blokk ble 16 ruter (å 0,25 m) etablert. I 2012 etablerte vi i tillegg fire ruter i hver av fire blokker (4 x 4 m, kvite rektangel) i omgivelsene til forsøksfeltet. Lokalisering av feltet er angitt med rød stjerne i innfelt kart til venstre i figuren (NiB).

Forsøksdesign og datainnsamling

Høy til høyoverføringene ble hentet fra habitattypene beitemark og vegkant i de tre donorområdene Molde, Stuvane og Nese (figur 4). Vegetasjonen som ble høsta, ble på forhånd kartlagt på fin skala (Auestad et al. 2008). I hvert område plasserte vi subjektivt fem blokker på 15–16 m², slik at vi dekket inn den lokale miljøvariasjonen. I hver blokk merket vi opp to ruter (0,5 × 0,5 m) med en randsone langs alle sider på 0,25 m. I hver av de totalt 60 rutene gjorde vi en oppdeling av ruta i 16 like store sub-ruter. I juli 2004 registrerte vi mengden (0–16) av alle karplanter som vokste innenfor hver rute. I august samme år høstet vi høy fra hver rute og dets buffersone separat, med lett eller hard raking. Den harde rakingen høstet mer av bunnskjiktet (mose, strø og frø) enn den lette rakingen.

På grunn av forsinkelse i opparbeidingen av forsøksfeltet måtte vi vente med å legge på høyet. I mellomtiden ble høyet tørka separat for hver rute og oppbevart luftig. I løpet av seinsommeren høsta vi også frø i de seks områdene, men utenfor analyserutene, fra artene som inngikk i de ulike frøblandingene (tabell 1). Åtte av artene ble høsta i alle områder. I tillegg høsta vi totalt ni arter som var karakteristisk for hvert sitt donorområde, tre arter fra hvert. Vi lagde frøblandinger bestående av elleve arter, åtte fellesarter og tre arter fra et av donorområdene. Frøblandingene bestod av 125 frø fra hver av grasartene og 25 frø fra hver av urteartene.



Figur 4. Kart over Lærdalsdalen med de tre donorområdene (Molde, Stuvane og Nese) og forsøksfeltet på Borgund markert. I hvert donorområde ble det hentet høy og samlet frø fra både en vegkant og ei beitemark.

Forsøksfeltet ble etablert i september 2004 på et topplag av lokal jord (80 % lokal grus og sand og 20 % jordbruksjord). Fem blokker (8 m × 8 m) ble lagt på rad med en meters avstand i sørlig del av forsøksfeltet (figur 3). I hver blokk ble 16 ruter på 0,5 m × 0,5 m med 0,25 m buffersone på alle sider lagt ut, med minimum avstand mellom ruter på 0,7 m. Alle ruter ble permanent merket med underjordiske aluminiumsrør i hjørnene. Tjuefjerde september 2004 ble rutene tilfeldig valgt til en av følgende behandlinger (figur 5): høyoverføring fra en av tre donorbeitemarken med lett eller hard raking (6 ruter per blokk), høyoverføring fra en av tre donorvegkanter med lett eller hard raking (6 ruter per blokk), eller frøsåing med en av de tre frøblandingene (tre ruter per blokk, se tabell 1). Den siste ruta i hver blokk ble ikke påført høy eller frø, fordi vi ville observere naturlig regenerering. Frø ble håndsådd. Ved høypålegging la vi høyet fra donorrute i forsøksruta, og høyet fra donorrutas buffersone i buffersonen i forsøksruta. Kantene rundt blokkene ble ikke behandlet. Se Rydgren et al. (2010) for mer informasjon om forsøksdesignet.

I juli–august 2005–2007 og 2012 oppsøkte vi forsøksfeltet og registrerte forekomsten av karplantearter i feltsjikt (frekvens av 16 småruter), total dekningsgrad av moser og lav i bunnsjikt (%) samt total dekning av karplanter (%) i feltsjikt. De første tre sesongene re-analyserte vi alle 80 ruter, men i 2012 var vi ikke i stand til å finne mer enn 30 forsøksruter, trass i den permanente merkingen og leting med metalldetektor. Selv om vi opprinnelig ikke hadde inkludert standard restaureringsprosedyre som en av behandlingene i forsøket, ønsket vi i 2012 å undersøke hvordan vegetasjonen hadde utviklet seg i de resterende delene av tunnelmunningsområdet som forsøksfeltet lå i. Dette feltet ble restaurert med standard metode: et topplag av 100 % lokal jordbruksjord ble lagt på våren 2005, før området ble rutinemessig sprøytesådd (pers. medd. Sveinung Brude) med den kommersielle frøblandingen som var vanlig i bruk på denne tida (pers. medd. Ellen Njøs Slinde), bestående av raudsvingel, sauesvingel, engkvein og kvitkløver, med minimum 100 kg da⁻¹. Forsøksfeltet ble dekket med duk under sprøytesåingen, og området nærmest feltet ble sådd for hånd og gjødslet manuelt for å unngå at sprøytesådde frø ble påført forsøksrutene (pers. medd. Dagfinn Bentås). I 2012 plasserte vi 16 ruter (fire ruter i hver av fire blokker på 16 m², se figur 3) i tunnelmunningsområdet utenfor forsøksfeltet. Blokkene ble spredd slik at vi dekket opp lokal økologisk variasjon, og rutene plassert tilfeldig i blokkene. Analysene av de 16 rutene ble gjennomført samtidig med analysene av rutene i forsøksfeltet i 2012.

Forsøksfeltet ble slått manuelt i juli–august hvert år i perioden 2007–2010, og høyet fjerna fra området (figur 6). Resten av tunnelmunningsområdet ble ikke slått før i juli 2011, da vegmyndighetene slo hele arealet (inkludert forsøksfeltet) med maskin, og lot høyet ligge igjen. Etter dette har hele området blitt slått hvert år (i 2012 etter at analysearbeidet var gjennomført).

Navnsetting av artene følger Lid og Lid (1994).

Tabell 1. Oversikt over artene som ble brukt i frøblandingene i etableringsforsøket. De åtte første artene ble påført alle frø-rutene. De siste ni er donor-spesifikke arter som var karakteristiske for hvert sitt donorområde (Nese, Molde, Stuvane). Tre av disse ble brukt i hver rute. Artene merket * er grasarter som det ble sådd ut 125 av i hver forsøksrute. De andre artene er urtearter som det ble sådd ut 25 av i hver rute.

Latinsk navn	norsk navn	donorområde
<i>Avenula pubescens*</i>	dunhavre	felles
<i>Festuca rubra*</i>	raudsvingel	felles
<i>Galium verum</i>	gulmaure	felles
<i>Knautia arvensis</i>	raudknapp	felles
<i>Lychnis vulgaris</i>	engtjøreblom	felles
<i>Pimpinella saxifraga</i>	gjeldkarve	felles
<i>Potentilla argentea</i>	sølvmore	felles
<i>Silene vulgaris</i>	engtjøreblom	felles
<i>Achillea millefolium</i>	ryllik	Nese
<i>Rhinanthus minor</i>	småengkall	Nese
<i>Euphrasia stricta coll.</i>	augnetrøyst	Nese
<i>Dianthus deltoides</i>	engnellik	Molde
<i>Galium boreale</i>	kvitmaure	Molde
<i>Lotus corniculatus</i>	tiriltunge	Molde
<i>Campanula rotundifolia</i>	blåklokke	Stuvane
<i>Hieracium umbellatum</i>	skjermesveve	Stuvane
<i>Plantago media</i>	dunkjempe	Stuvane



Figur 5. Forsøksfeltet ved etablering 24. september 2004. De fire ulike behandlingene (Hard Høy, Lett Høy, Såing og Naturlig) ble påført ruter i alle de fem blokkene. Totalt ble 80 ruter merka opp og dekkta med hønsenetting for å hindre at høyet og frøene skulle blåse vekk (KR).

Statistiske analyser

Alle statistiske analyser ble utført i R (R Core Development Team 2013). Tester av datamaterialet samla inn i 2004–2007 viste at vegetasjonen i de to habitattypene (beitemark og vegkant) innenfor de tre ulike donorområdene ikke skilte seg signifikant fra hverandre (Rydgren et al. 2010). Vi slo derfor sammen data fra ulike habitat og donorområder, og endte med fire ulike behandlinger for hver blokk: høyoverføring med lett raking (Lett Høy; seks ruter), høyoverføring med hard raking (Hard Høy; seks ruter), frøsåing (Såing, tre ruter) og naturlig regenerering (Naturlig, ei rute). Disse behandlingene ble supplert med de 16 rutene som ble analysert i området som ble restaurert med standard prosedyre (Standard). Siden det ikke fantes data for alle behandlingene i alle år, etablerte vi tre ulike datasett; Lang, Medium og Kort, se tabell 2. Alle data bortsett fra Standard i 2005 ble inkludert i minst ett av datasettene.



Figur 6. Torbjørn Stokke og Ingvild Austad slår forsøksfeltet for første gang etter etableringen, 30. august 2006. Feltet ble så slått årvisst og høyet fjerna fram til 2011, da Statens vegvesen begynte å slå hele tunnelmunningsområdet årlig, uten å fjerne høyet (KR).

Vi trakk ut gradientstrukturen i artssammensetningen i alle 377 ruter med GNMDS-ordinasjon (global non-metric multidimensional scaling; Minchin 1987) og valgte den tredimensjonale løsningen for videre tolking (Auestad et al. under arbeid). For hvert av de tre datasettene Lang, Medium og Kort analyserte vi hvordan ruter fra bestemte år og behandlinger bevegde seg langs aksene i ordinasjonsdiagrammet. Vi brukte *linear mixed effects models* (Pinheiro & Bates 2000) som tar høyde for den nøsta datastrukturen (ruter i blokker i områder) og at analysene var tidsserier (utført i samme ruter gjennom flere år). Samme analyser ble utført for sammenhengen mellom behandling, år og artstall. For normalfordelte data brukte vi *lme* i pakke nlme (Pinheiro et al. 2013) og for Poissonfordelte data brukte vi *glmer* i pakke lme4 (Bates et al. 2011). Både for artsrikhet og for gradientstruktur starta vi med fulle modeller og valgte minimum adekvat modell med bakover-eliminering av prediktorvariabler utfra Aikake Information Criterion (AIC; Crawley 2013).

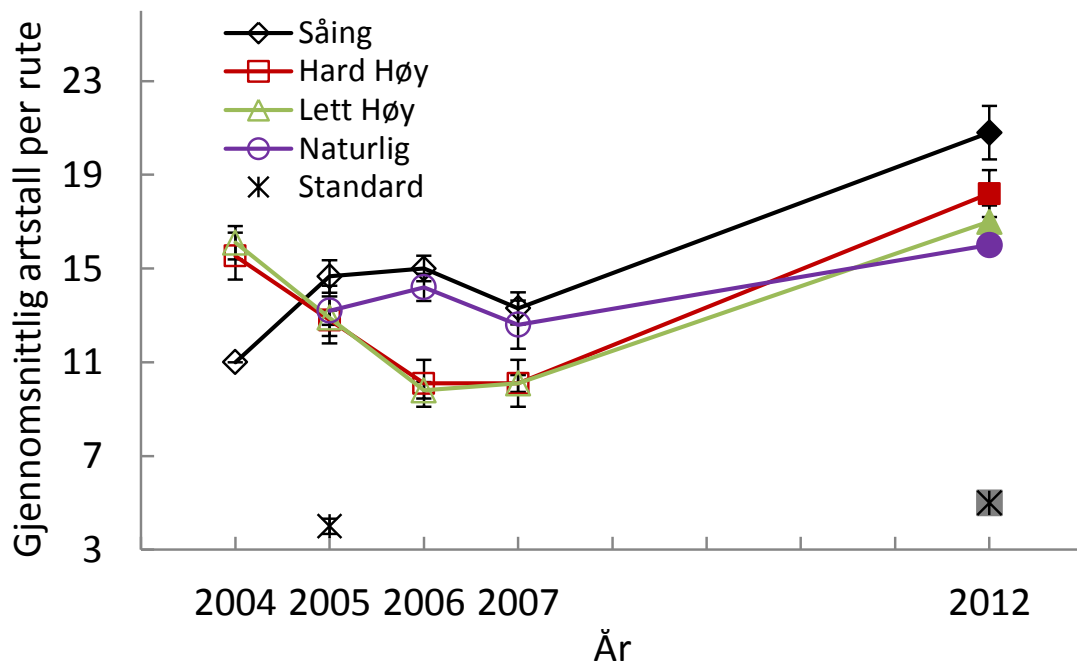
Tabell 2. De tre datasettene brukt i analysene, med korresponderende behandling, år og antall ruter. Behandlinger: Hard Høy, høyoverføring med hard raking; Lett Høy, høyoverføring med lett raking; Såing, frøsåing; Naturlig, naturlig regenerering og Standard, standard prosedyre.

Navn	Behandling	År	Antall ruter
Lang	Hard høy, Lett høy, Naturlig	04, 05, 06, 07, 12	279
Medium	Hard høy, Lett høy, Naturlig, Såing	05, 06, 07, 12	270
Kort	Hard høy, Lett høy, Naturlig, Såing, Standard	12	46

Resultat

Artsrikheten

Artsrikheten endra seg under alle de ulike behandlingene over de åtte årene (figur 7). I perioden 2005–2012 var gjennomsnittlig artstall per rute signifikant høgere under Såing og Naturlig enn de to høyovertføringsmetodene (vedlegg 2). Under alle disse fire behandlingene sank artstallet midlertidig i årene 2006 og 2007, men i 2012 hadde artstallet økt igjen, og Såing lå da litt høyere enn de andre tre behandlingene. Standard starta med lavt artstall og endte med svært mye lavere artstall enn alle de andre i 2012. Analysen av interaksjoner pekte på at Såing utvikla seg signifikant annerledes enn de andre behandlingene gjennom eksperimentet (vedlegg 2). Såing mista bare tre arter, men fikk hele femten nye arter i 2012. De to høypåleggingsmetodene starta med flere arter, men hadde større utskifting (Lett raking -16/+4 og Hard raking -14/+5).

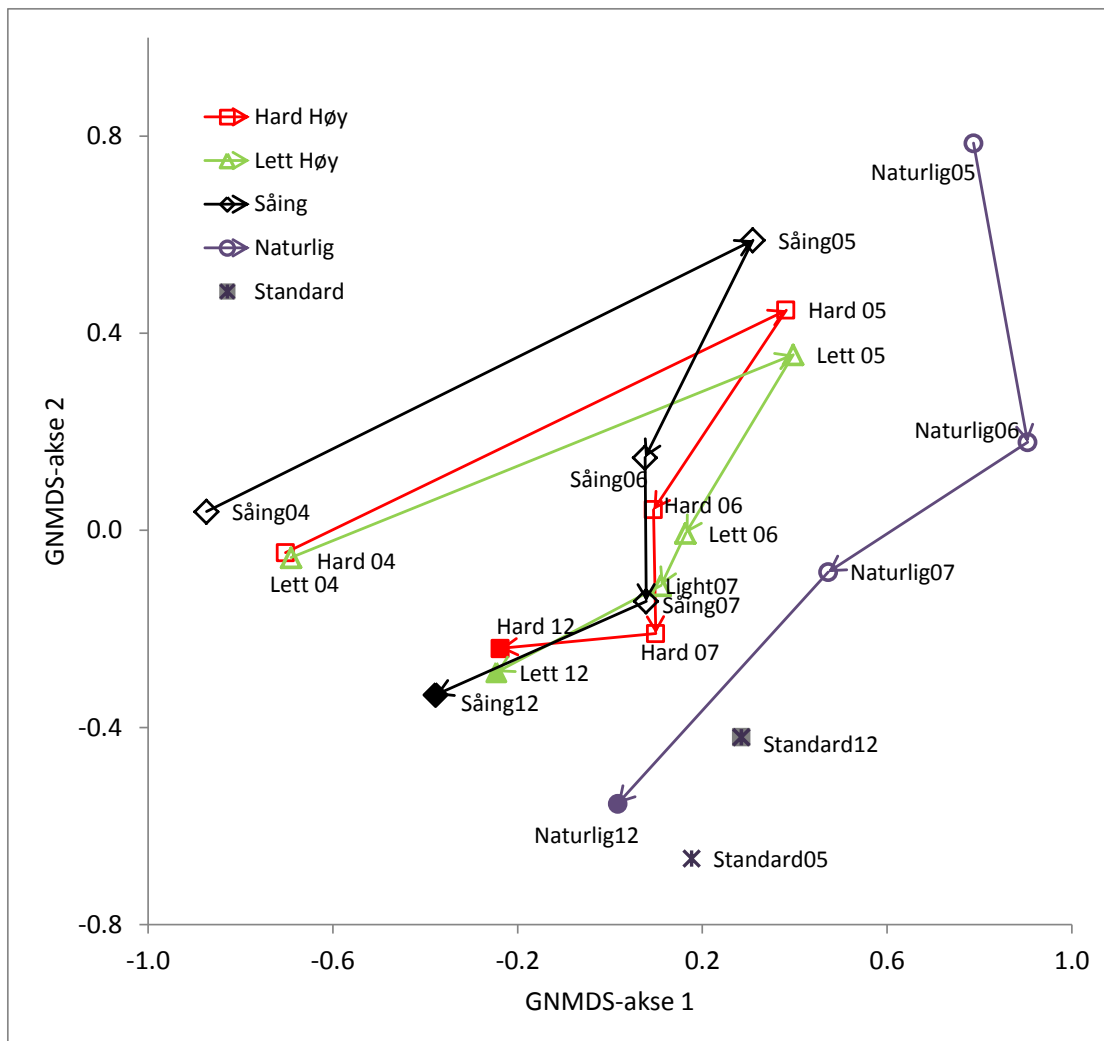


Figur 7. Gjennomsnittlig artstall per rute i forsøksperioden. Behandlinger: Såing; frøsåing (diamant); Naturlig, naturlig regenerering (sirkel); Lett høy, høyovertføring med lett raking (trekant); Hard høy, høyovertføring med hard raking (firkant); Standard, standard prosedyre (stjerne). Data for 2012 er fylte, mens de andre er åpne. Symbolene for behandling er kobla med linje bortsett fra Standard 2005 og 2012 der vi mangler informasjon i vegetasjonsutviklingen mellom disse årene). Merk at antall ruter varierer mellom behandling og år (se tabell 2). Naturlig har ikke data for 2004, mens Standard bare har data for 2005 og 2012. Feilfelt angir SE (standard error).

Hvordan forandrer vegetasjonen seg gjennom forsøket?

Ordinasjonsanalysen kan hjelpe oss å svare på dette spørsmålet. Avstanden mellom årene i GNMDS–analysen illustrerer at de fire behandlingene gir stor endring i vegetasjonen i løpet av forsøket (figur 8). Fra 2004 til 2005 endres vegetasjonen svært mye under Hard Høy, Lett Høy og Såing (stor avstand mellom punktene i fig 8, og vedlegg 3). Dette kan vi tolke som en stor endring fra artsrik vegetasjon (frøblanding eller donorvegetasjon, figur 9) til ugras–dominert pionervegetasjon med stort innslag av kortlevde frøugras som meldestokk (figur 10). Her dominerte også arter som tunbalderbrå, som fikk tyngdepunkt i høyre del av diagrammet (se figur 13 c). Fra 2005 fram mot 2012 endret imidlertid vegetasjonen seg vekk fra ”ekstreme” 2005 og tilbake mot utgangspunktet (donorene), noe vi kan betrakte som en suksessjon (figur 8, 10–12 og vedlegg 3). Den ligna ganske mye på donorvegetasjonen siden den var dominert av langsomt–voksende, flerårige arter (figur 8 og 12). Raudknapp og gjeldkarve er eksempel på arter som var relativt vanlige i donorvegetasjonen, men som brukte lang tid på å etablere seg i forsøksrutene, og derfor fikk tyngdepunkt i venstre del av diagrammet (se figur 13 a og b). Naturlig regenerering observerte vi i perioden 2005–2012. Den viste parallell utvikling med de andre tre behandlingene i denne perioden (figur 8). Men vegetasjonen manglet flere av artene fra donorvegetasjon og frøblanding. Dette kan skyldes enten at frø fra disse artene ikke spres fra Såing, Lett Høy og Hard Høy til Naturlig, eller at de blir spredd, men ikke greier å etablere seg der gjennom forsøksperioden.

Vegetasjonen som ble etablert med Standard metode endra seg mye mindre enn de andre behandlingene over tid, m.a.o. holdt de artene som ble sprøytesådd i 2005 seg i overveiende grad i rutene gjennom hele forsøksperioden, og få andre arter greidde å etablere seg der. Selv om vi ikke har detaljer om endringen i vegetasjon mellom 2005 og 2012, viser ordinasjonsdiagrammet at den den beveger seg vekk fra donorvegetasjonen, ikke mot den (figur 8). En art som ble svært vanlig i forsøksfeltet var kvitkløver. Den var lite dominerende i donorvegetasjonen, men ble sådd inn i den kommersielle frøblanding, og fantes trolig også i frøbanken. Den etablerte seg godt, og framstod derfor som vanlig forekommende i hele ordinasjonsdiagrammet, bortsett fra i donorrutene (øvre venstre hjørne av diagrammet, figur 13 d). Dette kan være en av artene som skiller Standard og Naturlig fra de andre tre behandlingene ved forsøkets slutt (figur 8 og vedlegg 3).



Figur 8. GNMDS-ordinasjon av hele datasettet (377 ruter \times 97 arter) for akse 1 og 2. Figuren viser den gjennomsnittlige forflytningen av de ulike behandlingene over år som symbol (fylte for 2012, ellers åpne) koblet til hverandre med piler. Aksene er skalert i H.C. (half-change) enheter. Behandlinger: Såing; frøsåing (diamant); Naturlig, naturlig regenerering (sirkel); Lett høy, høyoverføring med lett raking (trekant); Hard høy, høyoverføring med hard raking (firkant); Standard, standard restaureringsprosedyre (stjerne). Naturlig har ikke data for 2004, mens Standard bare har data for 2005 og 2012. Symbolene for Standard 2005 og 2012 er ikke koblet med pil siden vi ikke har informasjon om detaljene i vegetasjonsutviklingen mellom disse årene.



Figur 9. Torbjørn Stokke høster høy fra ruter i beitemarka i donorumråde Molde. Høyet ble høsta i juli 2004, tørka og oppbevart luftig til det ble lagt på sin spesifikke rute i forsøksfeltet 24. september 2004 (KR).



Figur 10. I 2005 var forsøksfeltet dominert av meldestokk, som spirte fra frøbanken (KR).



Figur 11. Vegetasjonen ble analysert i juli–august 2007 av Jørn–Frode Nordbakken. Feltsjiktet hadde betydelig innslag av raudkløver og augnetrøyst (KR).

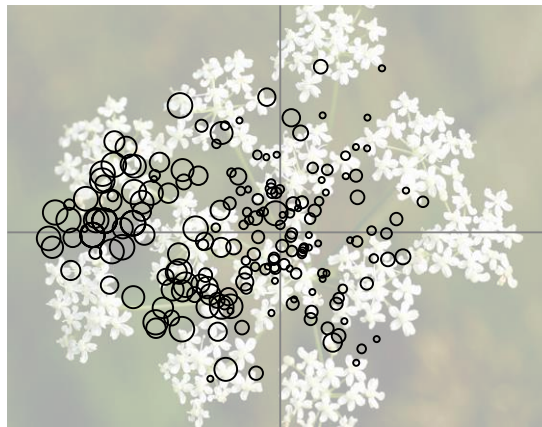


Figur 12. I 2012 ble 30 av rutene i forsøksfeltet reanalysert. Som bildet viser, hadde det etablert seg en frodig og variert engvegetasjon i forsøksfeltet. I denne ruta registrerte Astrid Berge blant annet raudkløver, kvitkløver, engsmelle og raudsvingel (IA).

a)



b)



c)



d)



Figur 13. Bobleplott som viser forekomsten av fire enkeltarter i GNMDS-ordinasjonsdiagrammet fra figur 8. Størrelsen på bobla representerer mengden av arten i den enkelte rute. A) raudknapp b) gjeldkarve c) tunbalderbrå og d) kvitkløver (WC).

Diskusjon

Resultatene fra forsøket viste at alle de fire økologiske restaureringsmetodene ga tilfredsstillende artstall og vegetasjonsutvikling over tid. Etter at artsrikt høy og frøblandinger ble tilført ved oppstart, fulgte en fase med store endringer i vegetasjonen, før den gradvis ble mer homogen og til slutt var relativt lik donorvegetasjonen, som også tjente som en referanse for forsøket. Dette stod i klar kontrast til standard restaureringsteknikk, hvor vegetasjonen endret seg vekk fra den artsrike vegetasjonen mellom 2005 og 2012. Undersøkelsen peker på flere viktige element.

Ting Tar Tid!

For det første viser resultatene våre at artsrik engvegetasjon bruker relativt lang tid på å stabilisere seg etter restaurering. Slike forsøk må derfor gå over lenger tid for at man skal kunne trekke pålitelige konklusjoner. Forsøk som vårt, som gikk over åtte år, er så langt mangelvare. En sammenligning av 24 europeiske studier av etablering av engvegetasjon fant at gjennomsnittlig varighet på studiene var 3,8 år, med maksimal varighet på 9 år (Török et al. 2011). Viss man trekker konklusjoner etter tre eller fire år, kan man i beste fall se tendenser til hvordan vegetasjonen vil utvikle seg, men de langsiktige følgene av ulike behandlinger vil ofte ikke bli tydelige før etter lenger tid (Wortley et al. 2013). Undersøkelsen vår understreker at restaureringsprosesser må ha lang tidshorisont, og man må akseptere at vegetasjonen ikke blir grønn og frodig like raskt som om man restaurerer med standard metoder. Ved økologisk restaurering går vegetasjonen gjennom en suksesjon, fra primærvegetasjon dominert av kortlevde frøgras og over til mer langlevde engarter, som trenger tid på å etablere seg og vokse seg store (Hölzel & Otte 2003; Jongepierová et al. 2007). Det betyr at vegetasjonen vil se litt «ruskete» ut de første årene, før engartene får overtaket. En sammenligning av forekomsten av åtte av de innsådde artene etter et og tre år viste da også at alle bortsett fra dunhavre hadde rukket å etablere seg, men ikke blitt vanlige på den relativt korte tida (Nordbakken et al. 2010).

Høypålegging og såing gir godt resultat

For det andre kan det se ut som at de ulike økologiske restaureringsteknikkene gir mye av det samme resultatet; artsrik vegetasjon som ligner mye på lokale referanseområder. Vi fant ingen signifikant forskjell på høsting av høy med hard og lett raking, noe som tilsier at mengden frø i høyet er tilstrekkelig for å etablere vegetasjon. Tilsvarende resultat er vist for etablering av engvegetasjon mange

steder på kontinentet (Kiehl et al. 2010; Prach et al. 2014; Török et al. 2011). Men det er også noen forskjeller mellom teknikkene. I likhet med et tilsvarende etableringsforsøk ved Sunnfjord museum (Auestad et al. in print; Auestad et al. 2007) sikret frøsåing signifikant flere arter enn høypåføring, trolig fordi spesifikke arter i frøblandinga fikk et fortrinn i etableringen. I undersøkelsen i Borgund fikk mange ikke-innsådde arter fra frøregn og frøbank mulighet til etablering på den bare jorda i Såing-rutene, mens Hard Høy- og Lett Høy-rutene var dekket til av strø som forhindret slik etablering. Dermed ble forskjellen større mellom frøblandinger og vegetasjon de førte til, enn mellom donorenger og vegetasjon etablert med høypålegging fra disse. Såing av arter kan med andre ord være mindre egnet enn man skulle tro til å skape et bestemt estetisk bilde. Ved valg av ville arter til frøblanding i vegkanter er det viktig å velge arter som trives i lysåpne, veldrenerte miljø, slik at vi unngår *økologisk misforhold* mellom donor og mottaker (Wilkinson 2001). I vårt forsøk baserte vi frøblandingene på arter som var vanlige i lokale enger og beitemarker. I det tilsvarende etableringsforsøket ved Sunnfjord museum ble frø som var vanlige i lokale vegkanter (men ikke i enger) samla inn i vegkanter og sådd inn i forsøksfeltet, som var ei eng. I dette forsøket var mange av de innsådde artene tilpassa de tørrere vokseforholdene i vegkanter og mistrivdes i forsøksfeltet, der de raskt bukka under (Auestad et al. in print). I det tørre klimaet i Lærdal var forskjellene mellom vegkanter og enger relativt små, og etableringssuksessen var ikke påvirka av materialets opphav (habitat og donorområde). Det betyr at for å lykkes både med frøsåing og høypålegging bør opphavet være lokalt. Hentes materialet langt unna, kan det oppstå *klimatisk misforhold* (Weisshuhn et al. 2012). Dette ble også demonstrert i Sunnfjordforsøket, der arter overført i høy fra Indre Sogn (85 km unna) fikk mye dårligere tilslag en arter overført i lokalt høy (Auestad et al. in print). I valget mellom høypålegging og frøsåing som metode for økologisk restaurering av eng vil vi også peke på at det er dyrt og arbeidskrevende å samle inn nok frø til å lage gode frøblandinger (Török et al. 2011). Har man tilgang til artsrike enger eller vegkanter er dette en relativt enkel og mindre arbeidskrevende metode for etablering. Det er en fordel at høyet er så ferskt som mulig (høstes og legges på samme dag) for å sikre overføring av mest mulig vitalt frømateriale (Kiehl et al. 2010).

Naturlig revegetering lykkes under bestemte forutsetninger

For det tredje viste også forsøket vårt at naturlig revegetering ga relativt godt resultat, selv om færre tradisjonelle engarter ble etablert ved denne metoden sammenlignet med Hard Høy, Lett Høy og Såing. For at naturlig revegetering skal lykkes, er man imidlertid avhengig av at massene ikke inneholder mye uønska rotugras, og ønska arter må være tilgjengelig i tilgrensende områder, slik at de kan spres inn (Prach & Hobbs 2008). En del arter i kulturlandskapet sprer frøene sine

med vind, og de kan fly langt (Jongejans et al. 2008; Nathan 2006). I forsøket vårt har sannsynligvis frø blitt spredd mellom de små rutene i det relativt kompakte forsøksfeltet, og frø har nok også kommet fra tunnelmunning-området og fra omgivelsene rundt dette og inn i forsøksfeltet. Naturlig regenerering har mindre sjanse til å lykkes i områder uten frøkilder i nærheten. Vi tror at en kombinasjon av høypålegging og bar jord er en ressursbesparende måte å etablere artsrik eng-vegetasjon på. I Tyskland har fuktenger blitt restaurert ved at bare 20 % av arealet ble påført høy i striper på 10 m bredde (Donath et al. 2007), noe som ga god vegetasjonsutvikling både i stripene og i feltene mellom stripene (Burmeier et al. 2011). Etableringsmetoder som innebærer dekking av jord med høy, hindrer lys å komme ned til frøene i og på jorda, og kan dermed hindre spiring (Donath et al. 2007). Men denne effekten kan i tørre regioner oppveies av at høyet hindrer uttørking av frø og frøplanter (Loydi et al. 2013). I regioner med høyere nedbør er uttørkingsfaren liten, så høyet bidrar tvert imot til å hemme spiring, og dermed blir etableringen bedre uten høy enn med. Regionalt klima har med andre ord effekt på suksessen til ulike skjøtselsmetoder, og i Lærdal bidro trolig høyet til økt overlevelse og spiring.

Standard restaurering har uheldige effekter

For det fjerde fant vi en fundamental forskjell mellom de fire økologiske restaureringsmetodene og standard restaurering. Tilføring av store mengder kommersielle frø og gjødsel på matjorda la grunnlag for rask etablering av kraftig, homogen og artsfattig vegetasjon i tunnelmunningsområdet. Denne etableringsmetoden har med andre ord svært uheldig virkning på estetiske forhold, på biologisk mangfold, og skaper i tillegg skjøtselskrevende vegetasjon. Standard restaurering har sin berettigelse i erosjonsutsatte områder, der det er viktig med rask stabilisering av massene. De uheldige sidene ved denne etableringsmetoden kan imidlertid dempes noe ved ulike tiltak. I Spania, der tørt klima og stor erosjonsfare gjør at sprøytesåing er mye brukt i restaurering av vegkanter, har forsøk vist at frø fra lokalt forekommende arter gir bedre vegetasjonsetablering enn standard, kommersiell frøblanding (Bochet et al. 2010; Tormo et al. 2007). Videre er det ikke vanlig i dag å bruke så store frømengder ved standard revegetering som da forsøket ble satt i gang (Hagen & Skringdo 2010), noe som gir litt mer plass og noe bedre mulighet for ville arter til å etablere seg i konkurranse med innsådde, kommersielle arter (Oliveira et al. 2013).

Rett skjøtsel gir god vegetasjonsutvikling

Sist, men ikke minst er årlig slått, helst med fjerning av høyet, en viktig faktor for å utvikle mer artsrik og variert vegetasjon (Török et al. 2011), uansett etablerings-

metode. I motsetning til i forsøksfeltet, ble ikke vegetasjonen i resten av tunnelmunningsområdet slått før etter sju år. Det betyr at de høgvokste artene som etablerte seg på den næringsrike jorda, effektivt kunne hindre spiring og etablering av ville arter som kom inn som frø fra omgivelsene. Årlig slått gir lys ned til bakken slik at frø og frøplanter kan utvikle seg og ikke bli skygga ut av høg vegetasjon, med andre ord hindrer slått gjengroing (Parr & Way 1988; Tamm 1956). Slik jevnlig skjøtsel blir i flere oversiktsstudier tillagt stor betydning for utvikling av vellykket vegetasjon i restaurering av grasmark (Kiehl et al. 2010; Török et al. 2011). Dersom man velger næringsfattige masser og ville arter som trives under slike forhold, vil det være tilstrekkelig med middels skjøtelsinnsats (1–2 ganger i året) for å opprettholde og utvikle lettstelt, artsrik og opplevelsesrik vegkantvegetasjon.

Tilrådinger til økologisk restaurering av artsrike engvegkanter

I denne rapporten har vi prøvd ut fire ulike metoder for etablering av artsrik engvegetasjon i vegkanter og sammenlignet med standard etableringsmetode. Vi har lagt vekt på hvilken effekt overføring av plantemateriale (høy, frø eller ingen overføring) har på resultatet. I den følgende oppsummeringen av praktiske råd for etablering av artsrik engvegetasjon vektlegges dette elementet spesielt. For et innblikk i de mange andre aspektene ved etablering av artsrik engvegetasjon under norske forhold, utover kommentarene under Generelt, viser vi til *Håndbok i økologisk restaurering* (Hagen & Skrindo 2010)

Generelt

- Alle de alternative etableringsmetodene krever en lenger tidshorisont enn standard etablering med sprøytesåing av kommersielle arter for å etablere et akseptabelt vegetasjonsdekke, men sikrer et mye høyere artstall
- Massene er viktige. De bør ikke være for næringsrike, og ikke inneholde rotugras. Frøugras er mindre problematisk fordi disse artene konkurreres ut når vegetasjonen lukker seg og det blir mindre bar jord
- Skjøtsel av området etter etablering er viktig for å legge til rette for spiring og etablering av ønskede arter, og for at de ønskede artene ikke skal konkurreres ut over tid av høgvekste arter

Pålegging av høy

- Høypålegging gir vegetasjon som ligner mye på opphavet, og kan sikre overføring av arter som er vanskelige å overføre som frø
- Både artsrike enger og vegkanter er godt eigna som donorer for etablering av vegkantvegetasjon
- Lokale donorer sikrer lokalt genetisk materiale, og det er enklere å lykkes med lokalt materiale, fordi artene er tilpassa lokale økologiske forhold
- Høy bør påføres ferskt, men dersom det blir nødvendig, kan man tørke det og oppbevare det til pålegging. Høyet bør brukes samme år som høsting, fordi spireevnen til frøene avtar med tiden
- Det er tilstrekkelig å legge på høy i forhold 1:1 mellom donor og reseptor. Ved mangel på høy kan man "drøye" høyet ytterligere ved å legge det i striper eller flekker (se ytterligere kommentar under Naturlig regenerering)
- Det er ikke nødvendig å rake hardt for å overføre strø og mose, det er nok frø i høyet ved normal raking
- Høy medfører påføring av strø som kan hindre spiring fra frøbank og frøregn. I tørt klima kan strø beskytte mot uttørking, mens det kan hemme spiring av ønskede arter i fuktigere klima

Såing

- Frøblandinger er arbeids- og kostnadskrevende å lage, men kan sikre overføring av bestemte arter. Samtidig kan bar jord føre til spiring av frøbank og frøregn, altså oppslag av arter som ikke er ment å etablere seg

Naturlig regenerering

- Naturlig regenerering egner seg i områder der det er god tilgang på frøkilder i omgivelsene, slik at ønskede arter kan spre seg inn av seg selv. Metoden kan kombineres med såing av frø eller påføring av høy i striper eller ruter, slik at artene kan spre seg ut fra det påførte materialet. Dermed kan man spare på kostbare frø eller begrensa høymengder

Referanser

- Auestad, I., Rydgren, K. & Økland, R. H. (2008). Scale-dependence of vegetation-environment relationships in semi-natural grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 19: 139-148.
- Auestad, I., Rydgren, K. & Austad, I. (in print). Nature will have its way: local vegetation trump restoration treatments in semi-natural grassland. *Applied Vegetation Science*, XX-xx.
- Auestad, I., Rydgren, K. & Austad, I. (under arbeid). Near-natural restoration promotes resilience in semi-natural grasslands – seed sowing, hay transfer and natural revegetation revisited after 8 years.
- Austad, I., Rydgren, K., Sørensen, K. R. & Byrkjeland, L. (2007). Bevaring av genressurser. Etablering av urterik slåtteeeng på Sunnfjord museum. *Høgsk. Sogn Fjordane Rapp.*, 2007: 1-36.
- Bates, D., Maechler, M. & Bolker, B. (2011). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and Eigenfaces. R package version 1.0-6. <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>.
- Bochet, E., Tormo, J. & García-Fayos, P. (2010). Native species for roadslope revegetation: selection, validation, and cost effectiveness. *Restoration Ecology*, 18: 656-663.
- Burmeier, S., Eckstein, R. L., Otte, A. & Donath, T. W. (2011). Spatially-restricted plant material application creates colonization initials for flood-meadow restoration. *Biological Conservation*, 144: 212-219.
- Crawley, M. J. (2013). *The R book*, ed. 2. Chichester, UK: Wiley.
- Donath, T. W., Bissels, S., Hölzel, N. & Otte, A. (2007). Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation*, 138: 224-234.
- Eklima.no. (2013). *Climate data from Norwegian Meteorological Institute*. Available from <http://www.eklima.met.no>; Norwegian Meteorological Institute.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (2012). *Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken.
- Hagen, D. & Skrindo, A. (2010). *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*. Oslo: Forsvarsbygg.
- Hagen, D., Skrindo, A. & (eds). (2010). Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. *Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte*, 42: 1-109.
- Hölzel, N. & Otte, A. (2003). Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Applied Vegetation Science*, 6: 131-140.
- Jongejans, E., Skarpaas, O. & Shea, K. (2008). Dispersal, demography and spatial population models for conservation and control management. *Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst.*, 9: 153-170.
- Jongepierová, I., Mitchley, J. & Tzanopoulos, J. (2007). A field experiment to recreate species rich hay meadows using regional seed mixtures. *Biological Conservation*, 139: 297-305.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L. & Hölzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects - evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11: 285-299.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Shaw, N. & Tischew, S. (2014). *Guidelines for native seed production and grassland restoration*. Newcastle upon Tyne, UK: Cambridge scholars publishing. 315 s. : ill s.
- Klakegg, O., Nordahl-Olsen, T., Sønstegaard, E. & Aa, R. (1989). *Sogn og Fjordane fylke, kvartærgeologisk kart*. Oslo, Norway: Norges geologiske undersøkelse.
- Kongsbakk, E. & Skrindo, A. (2009). E10 Lofotens fastlandsforbindelse. Landskapstilpasning og naturlig revegetering fra stedlige toppmasser. *UTB-rapport*, 12: 1-69.
- Lid, J. & Lid, D. T. (1994). Norsk flora. 6 utgåve ved R. Elven. *Det Norske Samlaget, Oslo, Norway*.
- Loydi, A., Eckstein, R. L., Otte, A. & Donath, T. W. (2013). Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands: a meta-analysis. *Journal of Ecology*, 101: 454-464.
- Minchin, P. R. (1987). An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio*, 69: 89-107.

- Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Hønefoss: Statens Kartverk.
- Nathan, R. (2006). Long-distance dispersal of plants. *Science*, 313: 786-788.
- Nordbakken, J.-F., Rydgren, K., Auestad, I. & Austad, I. (2010). Successful creation of species-rich grassland on roadverges depend on various methods for seed transfer. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9: 43-47.
- Oliveira, G., Clemente, A., Nunes, A. & Correia, O. (2013). Limitations to recruitment of native species in hydroseeding mixtures. *Ecological Engineering*, 57: 18-26.
- Parr, T. W. & Way, J. M. (1988). Management of roadside vegetation: the long-term effects of cutting. *Journal of Applied Ecology*, 25: 1073-1087.
- Pinheiro, J., Bates, J. D., DebRoy, D. & Sarkar, S. (2013). Linear and nonlinear mixed effects models. R package version 3.1-113. R Foundation for Statistical Computing. Available from <http://cran.r-project.org>.
- Pinheiro, J. C. & Bates, D. M. (2000). *Mixed-effects models in S and S-PLUS*. New York, US: Springer.
- Prach, K. & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16: 363-366.
- Prach, K., Jongepierová, I., Řehouňková, K. & Fajmon, K. (2014). Restoration of grasslands on ex-arable land using regional and commercial seed mixtures and spontaneous succession: successional trajectories and changes in species richness. *Agric. Ecosyst. Environm.*, 182: 131-136.
- R Core Development Team. (2013). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Rydgren, K., Nordbakken, J. F., Austad, I., Auestad, I. & Heegaard, E. (2010). Recreating semi-natural grasslands: a comparison of four methods. *Ecological Engineering*, 36: 1672-1679.
- Skrindo, A. B. & Halvorsen, R. (2008). Natural revegetation on forest topsoil and subsoil along roadsides in boreal forest. *Applied Vegetation Science*, 11: 483-490.
- Tamm, C. O. (1956). Composition of vegetation in grazed and mown sections of a former hay meadow. *Oikos*, 7: 144-157.
- Tormo, J., Bochet, E. & Garcia-Fayos, P. (2007). Roadfill revegetation in semiarid Mediterranean environments. Part II: topsoiling, species selection, and hydroseeding. *Restoration Ecology*, 15: 97-102.
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S. & Tóthmérész, B. (2011). Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation*, 20: 2311-2332.
- Weisshuhn, K., Prati, D., Fischer, M. & Auge, H. (2012). Regional adaptation improves the performance of grassland plant communities. *Basic and Applied Ecology*, 13: 551-559.
- Wilkinson, D. M. (2001). Is local provenance important in habitat creation? *Journal of Applied Ecology*, 38: 1371-1373.
- Wortley, L., Hero, J. M. & Howes, M. (2013). Evaluating ecological restoration success: a review of the literature. *Restoration Ecology*, 21: 537-543.

Personlige meddelelser

Dagfinn Bentås, byggeleder for E16 Seltun–Voldumprosjektet i Statens vegvesen i 2003–2004

Sveinung Brude, byggeleder for E16 Seltun–Voldumprosjektet i Statens vegvesen 2004–

Ellen Njøs Slinde, landskapsarkitekt i Statens vegvesen Region Vest.

Vedlegg

Vedlegg 1. Arter i totaldatasettet under de ulike behandlingene. C- konstansprosent, mfs – gjennomsnittlig frekvens i småruter. Behandlinger: Såing, frøsåing; Lett Høy, høypåføring med lett raking; Hard Høy, høypåføring med hard raking, Naturlig, naturlig regenerering og Standard, standard regenereringsmetode. Navnet på artene som ble sådd under Såing er angitt med **feit font**.

	Såing					Lett Høy					Hard Høy					Naturlig				Standard	
	2004	2005	2006	2007	2012	2004	2005	2006	2007	2012	2004	2005	2006	2007	2012	2005	2006	2007	2012	2004	2012
Antall ruter	15	15	15	15	6	30	30	30	30	11	30	30	30	30	11	5	5	5	2	16	16
Gjennomsnittlig antall arter per rute	11.0	14.7	15.0	13.3	20.8	16.1	12.9	9.8	10.1	17.0	15.5	12.8	10.1	10.1	17.0	13.2	14.2	12.6	16.0	3.0	5.0
Forekomst	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}	C ^{mfs}
Achillea millefolium	33 ¹⁶	47 ⁴	53 ⁴	47 ⁸	67 ⁶	53 ⁷	27 ⁸	43 ⁶	37 ⁹	45 ⁹	53 ⁹	33 ⁴	33 ⁵	33 ⁹	64 ⁶	0 ⁰	20 ³	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Agrostis capillaris	0 ⁰	53 ⁶	67 ⁵	93 ¹⁰	100 ⁹	60 ⁹	83 ¹¹	87 ¹⁰	83 ¹³	100 ¹¹	60 ¹¹	63 ¹¹	70 ¹⁰	83 ¹¹	100 ¹²	60 ⁷	80 ⁷	80 ⁸	100 ¹⁶	100 ¹⁶	94 ¹⁴
Alchemilla vulgaris	0 ⁰	40 ³	87 ²	73 ²	100 ⁶	0 ⁰	17 ³	47 ²	50 ²	91 ⁵	0 ⁰	20 ²	40 ²	47 ²	91 ⁷	40 ¹	60 ⁴	100 ³	100 ⁷	0 ⁰	0 ⁰
Alopecurus geniculatus	0 ⁰	47 ⁴	40 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	30 ⁵	3 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	37 ⁸	17 ²	0 ⁰	0 ⁰	60 ⁸	40 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Alopecurus pratensis	0 ⁰	7 ³	7 ²	7 ¹	50 ³	17 ⁶	13 ²	13 ²	20 ²	73 ⁷	20 ⁶	3 ¹	7 ¹	10 ²	64 ⁴	40 ²	80 ²	80 ³	50 ⁷	0 ⁰	6 ¹⁶
Avenula pubescens	100 ¹⁶	0 ⁰	7 ³	0 ⁰	100 ⁴	73 ⁹	0 ⁰	0 ⁰	3 ³	27 ³	73 ¹⁰	3 ²	3 ⁴	3 ⁵	27 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Betula pubescens agg.	0 ⁰	0 ⁰	47 ¹	53 ¹	0 ⁰	13 ¹⁰	0 ⁰	3 ¹	23 ²	0 ⁰	7 ¹¹	0 ⁰	7 ¹	13 ²	9 ¹	0 ⁰	60 ²	100 ²	50 ¹	0 ⁰	0 ⁰
Campanula rotundifolia	33 ¹⁶	0 ⁰	13 ¹	20 ¹	67 ⁴	77 ⁸	13 ⁶	10 ²	20 ²	91 ⁹	70 ⁹	27 ⁶	17 ⁴	27 ³	91 ⁸	20 ¹	20 ²	20 ²	50 ³	0 ⁰	0 ⁰
Capsella bursa-pastoris	0 ⁰	33 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	57 ³	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	47 ¹	3 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	80 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Carum carvi	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	10 ⁷	0 ⁰	3 ¹	0 ⁰	9 ¹	3 ⁴	3 ¹	3 ¹	7 ¹	18 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Cerastium fontanum	0 ⁰	80 ³	40 ²	20 ¹	50 ¹	20 ⁴	57 ⁴	47 ³	43 ¹	55 ⁵	13 ⁵	47 ⁶	30 ³	37 ²	82 ⁴	80 ²	60 ¹	60 ¹	100 ¹²	0 ⁰	31 ²
Chamomilla saveolens	0 ⁰	80 ³	0 ⁰	7 ¹	0 ⁰	0 ⁰	67 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	57 ²	3 ¹	0 ⁰	0 ⁰	80 ⁵	40 ⁸	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Chenopodium album	0 ⁰	100 ¹⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	7 ¹	100 ¹¹	3 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	100 ¹⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	100 ¹⁵	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Dactylis glomerata	0 ⁰	40 ³	20 ²	20 ³	33 ³	70 ¹⁰	63 ⁶	53 ⁷	43 ⁷	73 ⁵	77 ⁹	70 ⁴	57 ⁴	47 ⁵	91 ⁶	20 ¹	40 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Deschampsia flexuosa	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹⁰	10 ³	10 ⁴	7 ⁷	18 ⁴	20 ¹¹	10 ⁷	17 ¹¹	3 ¹⁰	10 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	6 ¹⁶
Dianthus deltooides	33 ¹⁶	27 ⁴	27 ⁶	33 ⁶	0 ⁰	20 ⁵	20 ⁷	17 ⁹	27 ⁶	27 ³	20 ⁶	20 ⁹	20 ¹⁰	13 ⁷	18 ¹	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Elymus repens	0 ⁰	20 ²	20 ³	47 ²	67 ⁶	23 ⁹	33 ²	33 ³	33 ²	91 ⁶	20 ⁷	50 ²	53 ²	43 ²	64 ⁸	0 ⁰	20 ¹	40 ²	100 ¹⁵	0 ⁰	38 ¹¹
Epilobium angustifolium	0 ⁰	0 ⁰	7 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	10 ¹	17 ¹	3 ¹	0 ⁰	0 ⁰	10 ¹	10 ¹	0 ⁰	0 ⁰	40 ²	60 ¹	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Euphrasia stricta	33 ¹⁶	40 ⁴	73 ¹⁰	73 ⁵	0 ⁰	23 ¹⁰	60 ⁷	67 ⁹	47 ⁵	0 ⁰	20 ¹¹	53 ⁷	53 ⁸	43 ⁴	0 ⁰	40 ⁵	80 ¹⁰	80 ⁷	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Festuca ovina	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	43 ⁹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	27 ¹⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	9 ¹⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	100 ¹⁶	13 ⁵
Festuca pratensis	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	30 ⁶	3 ³	7 ²	13 ³	18 ⁵	27 ⁶	0 ⁰	3 ⁴	13 ⁵	18 ¹³	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Festuca rubra	100 ¹⁶	100 ¹³	100 ¹⁴	100 ¹⁵	100 ¹⁴	77 ¹¹	80 ¹¹	77 ¹¹	77 ¹³	100 ¹⁵	57 ¹¹	60 ¹⁰	67 ⁹	67 ¹³	100 ¹⁴	40 ¹	60 ²	100 ⁸	100 ¹⁶	100 ¹⁶	100 ¹⁵
Galeopsis sp.	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	10 ¹	13 ²	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	7 ⁵	10 ²	10 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Galium boreale	33 ¹⁶	13 ²	7 ¹	7 ³	17 ⁴	20 ¹²	7 ¹	3 ¹	0 ⁰	0 ⁰	23 ⁸	3 ¹	3 ¹	7 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Galium verum	100 ¹⁶	20 ¹	47 ²	40 ²	100 ⁴	73 ⁸	7 ⁹	13 ⁵	7 ⁹	9 ⁹	67 ¹⁰	3 ¹	3 ¹	3 ²	18 ²	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Hieracium umbellatum	33 ¹⁶	0 ⁰	27 ⁴	27 ⁴	17 ⁶	23 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	7 ¹⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Knautia arvensis	100 ¹⁶	27 ⁴	67 ⁴	93 ³	100 ¹⁰	23 ⁴	3 ¹	3 ²	0 ⁰	9 ¹	30 ⁵	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Leontodon autumnalis	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	7 ¹	33 ³	10 ⁵	3 ⁶	3 ⁸	17 ³	9 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	7 ¹	27 ²	0 ⁰	0 ⁰	20 ¹	50 ⁴	0 ⁰	0 ⁰
Linaria vulgaris	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	27 ⁷	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	23 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Lotus corniculatus	33 ¹⁶	20 ²	33 ⁴	27 ⁵	33 ⁹	17 ²	3 ¹⁰	3 ²	7 ⁴	0 ⁰	27 ⁴	3 ¹	7 ⁴	3 ⁴	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	6 ¹⁴
Luzula multiflora	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	83 ⁴	10 ²	0 ⁰	3 ²	3 ¹	27 ³	3 ²	0 ⁰	3 ¹	0 ⁰	55 ⁴	20 ¹	40 ¹	40 ¹	100 ¹⁰	0 ⁰	0 ⁰
Lychnis viscaria	100 ¹⁶	33 ⁵	20 ²	47 ³	17 ³	37 ⁷	10 ¹²	17 ⁸	20 ⁶	9 ²	33 ⁹	23 ¹⁴	27 ⁹	20 ⁶	18 ⁹	0 ⁰	20 ¹	20 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Myosotis arvensis	0 ⁰	7 ⁷	33 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	23 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	33 ⁵	10 ⁴	7 ²	13 ¹	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Phleum pratense	0 ⁰	0 ⁰	7 ¹	0 ⁰	17 ¹	20 ⁶	3 ¹	7 ¹	3 ¹	27 ²	20 ⁷	3 ²	7 ²	20 ⁴	18 ²	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Pimpinella saxifraga	100 ¹⁶	33 ³	87 ³	80 ²	100 ⁷	90 ¹¹	30 ⁴	50 ⁴	47 ⁴	55 ⁴	97 ¹¹	23 ⁴	63 ⁴	57 ³	64 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Plantago media	33 ¹⁶	13 ¹	27 ³	20 ²	33 ⁶	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	3 ²	9 ⁷	7 ⁵	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰
Poa nemoralis	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0 ⁰	0<																

I 2004 ble maksimum skåre ($C^{mfs}=100^{16}$ gitt til de fire artene som ble sådd under Standard og de sytten artene som ble sådd under Såing. 2004-data for Lett Høy og Hard Høy er data dra donorvegetasjon (se Materiale og metoder), mens data fra alle seinere år er registrert I forsøksfeltet. Naturlig har ingen donorvegetasjon og derfor ingen data for 2004.

Tilleggsarter($C<3,5$ I det totale datasettet); behandling C^{MFS} (2004, 2005, 2006, 2007, 2012). MFS verdier finnes ikke for naturlig regenerering i 2004. Sd=Såing; H=Hard Høy, L=Lett Høy, N=Naturlig, St=standard. *Alnus incana* Sd(.....), L(3^2), H(.....), N(.....), St(..); *Anthriscus sylvestris* Sd(.....), L(17^4), H(10^5), N(.....), St(..); *Anthoxantum odoratum* Sd(.....), L($13^6 \cdot 3^3$..), H ($17^8 \dots 18^1$), N(... 50^2), St(..); *Anthyllis vulneraria* Sd(.....), L(3^1), H (17^5), N(.....), St(..); *Arenaria serpyllifolia* Sd(.....), L(.....), H (3^4), N(.....), St(..); *Botrychium lunaria* Sd(.....), L(.....), H (3^4), N(.....), St(..); *Calamagrostis* sp. Sd(... 17^3), L(.....), H (.....), N(.....), St(..); *Carex spicata* Sd(.....), L(17^5), H (17^7), N(.....), St(..); *Cirsium vulgare* Sd(.....), L(.....), H (. $3^{13}3^1$.), N(.....), St(..); *Cuscuta europaea* Sd(.....), L($7^53^53^2$), H(.....), N(.....), St(..); *Deschampsia cespitosa* Sd(... 7^217^1), L(3^2), H(.....), N(.....), St(..); *Draba incana* Sd(.....), L(7^4), H(.....), N(.....), St(..); *Equisetum arvense* Sd(.....), L(10^4), H(13^2 ..), N(.....), St(..); *Festuca trachyphylla* Sd(.....), L(... 3^1 .), H(... 9^{13}), N(.....), St(..); *Fragaria vesca* Sd(.....), L(23^5), H(17^7), N(.....), St(..); *Galium aparine* Sd(.....), L(3^5), H(7^2 ..), N(.....), St(..); *Geranium sylvaticum* Sd(.....), L(13^4), H(10^4), N(.....), St(..); *Geum urbanum* Sd(.....), L(10^3), H(10^4), N(.....), St(..); *Heracleum sibiricum* Sd(.....), L(3^3), H(.....), N(.....), St(..); *Hieracium pilosella* Sd(... 7^3 .), L(... $3^17^29^2$), H (. $7^{17^1}10^2$.), N(.....), St(..); *Hieracium* spp. Sd(.....), L($3^7 \dots 9^1$), H(10^2), N(.....), St(..); *Lathyrus pratensis* Sd(.. 7^1 .), L(.....), H(. $3^27^23^4$), N(.....), St(..); *Potentilla crantzii* Sd(.....), L(.....), H(. $3^27^23^4$.), N(.....), St(..); *Rosa* spp. Se(.....), L(10^4); H(7^3); N(.....), St(..); *Rubus idaeus* Se(.....), L(13^7), H(.....), St(..); *Salix caprea* Se(.....), L($3^2 \dots 10^1$.), H($3^1 \dots 10^1$.), N(. 20^240^1 .), St(..); *Sedum acre* Se(.....), L(13^7), H(17^4), N(.....), St(..); *Sedum annuum* Se(.....), L(. $3^3 3^3$..); H(. 3^17^1 ..), N(.....), St(..); *Senecio viscosus* Se(.....), L(. 3^1 ..), H($3^4 3^1$), N(.....), St(..); *Silene dioica* Se(... 17^1), L(.....), H(.....), N(.....), St(. 6^2); *Ulmus glabra* Se(.....), L(10^5), H(7^4), N(.....), St(..); *Verbascum nigrum* Se(.....), L(3^1), H(7^4), N(.....), St(..); *Veronica chamaedrys* Se(.....), L(10^4), H(3^3), N(.....), St(..); *Veronica officinalis* Se(.....), L($7^7 \dots 7^29^6$), H($7^6 \cdot 3^210^1$.), N(.....), St(..); *Veronica serpyllifolia* Se(.....), L(3^2), H(3^{11}), N(.....), St(..); *Vicia cracca* Se(.....), L($10^63^13^13^1$.), H(... 3^19^{15}), N(.....), St(. 6^{16}); *Vicia sepium* Se(.....), L(10^5), H(10^3), N(.....), St(..); *Viola canina* Se(.....), L(10^2), H(13^5), N(.....), St(..); *Viola tricolor* Se(.....), L($7^8 \dots 3^1$.), H(3^2), N(.....), St(..).

Vedlegg 2. Parameterestimat for minimum adekvat glmer-modell for effekten av behandling og år på artsrikhet i datasett Lang, Medium og Kort (se tabell 2 for definisjon av datasettene). Behandlinger (Beh): Hard Høy, høyoverføring med hard raking; Lett Høy, høyoverføring med lett raking; Såing, frøsåing; Naturlig, naturlig regenerering og Standard, standard prosedyre.

Faste effekter	Estimat	SE	Z- verdi	P
Datasett Lang				
Skjæringspunkt	2,738	0,110	24,9	<0,001
Behandling (Såing vs Hard Høy & Lett Høy)	-0,361	0,085	-4,24	<0,001
År (2005 vs 2004)	-0,184	0,216	-0,85	0,393
År (2006 & 2007 vs 2004)	-0,429	0,215	-2,02	0,044
År (2012 vs 2004)	0,130	0,219	0,60	0,551
Beh x År (Såing x 2005)	0,492	0,114	4,33	<0,001
Beh x År (Såing vs 2006 & 2007)	0,704	0,102	6,93	<0,001
Beh x År (Såing vs 2012)	0,528	0,134	3,95	<0,001
Datasett Medium				
Skjæringspunkt	2,521	0,032	77,11	<0,001
Beh (Naturlig & Såing vs Hard Høy & Lett Høy)	0,225	0,037	5,98	<0,001
År (2006 & 2007 vs 2005)	-0,183	0,039	-4,71	<0,001
År (2012 vs 2005)	0,312	0,053	5,91	<0,001
Datasett Kort				
Skjæringspunkt	2,860	0,050	57,39	<0,001
Beh (Standard vs Hard Høy & Lett Høy & Naturlig)	-1,251	0,123	-10,20	<0,001
Beh (Såing vs Hard Høy & Lett Høy & Naturlig)	0,126	0,102	1,73	0,083

Vedlegg 3. Parameterestimat for minimum adekvat lme-modell for effekten av behandling og år på vegetasjonsvariasjon (uttrykt i GNMDS-analysen) for datasettene Lang, Medium og Kort (se tabell 2 for definisjoner). Behandlinger (Beh): Hard Høy, høyoverføring med hard raking; Lett Høy, høyoverføring med lett raking; Såing, frøsåing; Naturlig, naturlig regenerering og Standard, standard prosedyre.

Faste effekter	Estimat	SE	Df	t-verdi	P
Akse 1, Datasett Lang					
Skjæringspunkt	-0,711	0,104	175	-6,82	<0,001
Beh (Såing vs Hard Høy & Lett Høy)	-0,102	0,044	111	-2,32	0,022
År (2005 vs 2004)	1,104	0,204	175	5,41	<0,001
År (2006 & 2007 vs 2004)	0,840	0,204	175	4,12	<0,001
År (2012 vs 2004)	0,444	0,206	175	2,16	0,032
Akse 2, Datasett Lang					
Skjæringspunkt	-0,004	0,037	175	-0,10	0,920
År (2005 vs 2004 & 2006)	0,403	0,034	175	11,7	<0,001
År (2007 vs 2004 & 2006)	-0,193	0,034	175	-5,59	<0,001
År (2012 vs 2004 & 2006)	-0,349	0,050	175	-6,63	<0,001
Akse 1, Datasett Medium					
Skjæringspunkt	0,373	0,030	184	12,51	<0,001
Beh (Naturlig vs Hard Høy&Lett Høy&Såing)	0,414	0,116	74	3,57	0,006
År (2006 vs 2005)	-0,255	0,027	184	-9,52	<0,001
År (2007 vs 2005)	-0,274	0,027	184	-10,21	<0,001
År (2012 vs 2005)	-0,661	0,039	184	-17,17	<0,001
Beh x År (Naturlig x 2006)	0,372	0,107	184	3,47	0,006
Beh x År (Naturlig x 2007)	-0,041	0,107	184	-0,38	0,707
Beh x År (Naturlig x 2012)	-0,167	0,150	184	-1,11	0,267
Akse 2, Datasett Medium					
Skjæringspunkt	0,401	0,040	184	10,07	<0,001
Beh (Naturlig&Såing vs Hard Høy&Lett Høy)	0,236	0,080	74	2,96	0,004
År (2006 vs 2005)	-0,384	0,038	184	-10,06	<0,001
År (2007 vs 2005)	-0,562	0,038	184	-14,73	<0,001
År (2012 vs 2005)	-0,698	0,055	184	-12,65	<0,001
Beh x År (Naturlig &Såing x 2006)	-0,098	0,076	184	-1,29	0,199
Beh x År (Naturlig &Såing x 2007)	-0,204	0,076	184	-2,68	0,008
Beh x År (Naturlig &Såing x 2012)	-0,320	0,107	184	-2,98	0,003
Akse 1, Datasett Kort					
Skjæringspunkt	-0,244	0,060	38	-4,01	<0,001
Beh (Såing vs Hard Høy & Lett Høy)	-0,133	0,063	38	-2,11	0,042

Beh (Naturlig vs Hard Høy & Lett Høy)	0,261	0,101	38	2,59	0,014
Beh (Standard vs Hard Høy & Lett Høy)	0,529	0,079	4	6,67	0,003
Akse 2, Datasett Kort					
Skjæringspunkt	-0,275	0,036	39	-7,65	<0,001
Beh (Hard Høy&Lett Høy&Såing vs Standard&Naturlig)	-0,161	0,051	39	-3,16	0,031



Statens vegvesen
Region vest
Veg- og transportavdelinga
Askedalen 4 6863 LEIKANGER
Tlf: (+47 915) 02030
firmapost-vest@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

Trygt fram sammen