

Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

Vol. 9 Nr. 162, 2014

Evaluering av einerrydding på Tromlingene og Jerkholmen, Arendal kommune.

Sluttrapport fra igangsatt overvåkning

Ellen Svalheim¹, Harald Bratli²

¹Bioforsk Midt-Norge, Kvithamar ²Norsk institutt for naturforskning (NINA)





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
Ellen.Svalheim@bioforsk.no

| |
|--|
| <i>Tittel/Title:</i> Evaluering av einerrydding på Tromlingene og JerkJerholmen, Arendal kommune. Sluttrapport fra igangsatt overvåkning. |
| <i>Forfatter(e)/ Author(s):</i> Ellen Svalheim og Harald Bratli |

| | | | |
|--|---|--|---|
| <i>Dato/Date:</i> 09.03.15 | <i>Tilgjengelighet/Availability:</i> Åpen | <i>Prosjekt nr./Project No.:</i> 1310296 | <i>Saksnr./Archive No.:</i> |
| <i>Rapport nr./Report No.:</i> 162/2014 | <i>ISBN-nr./ISBN-no:</i> 978-82-17-01360-0 | <i>Antall sider/Number of pages:</i> 67 sider | <i>Antall vedlegg/Number of appendices:</i> |

| | |
|--|---|
| <i>Oppdragsgiver/Employer:</i> Fylkesmannen i Aust-Agder, miljø | <i>Kontaktperson/Contact person:</i> Aslak Gotehus |
|--|---|

| | |
|---|---|
| <i>Stikkord/Keywords:</i> Fjerning av einer, overvåkning/effektstudier, beitevurdering | <i>Fagområde/Field of work:</i> Kulturlandskap |
|---|---|

Sammendrag:
Fylkesmannen i Aust-Agder ved miljøvernavdelingen ønsket sommeren 2011 å igangsette en feltbasert undersøkelse med formål å evaluere re-vegetering av engvegetasjon etter gjennomført rydding av gjengrodd arealer på øyene Jerkholmen og Tromlingene i Raet landskapsvernområde (Raet LVO).
Videre ønsket Fylkesmannen en vurdering av nødvendig innsats og metoder (herunder beitereregime) for å holde rydda arealer åpne for framtida.
Bioforsk i samarbeid med Norsk institutt for naturforskning (NINA) påtok seg dette oppdraget sommeren 2011.
Denne rapporten presenterer resultatene fra den treårige overvåkingen (2011 t.o.m. 2013).

| | |
|------------------------------|---------------------------|
| <i>Land/Country:</i> | Norge |
| <i>Fylke/County:</i> | Aust-Agder |
| <i>Kommune/Municipality:</i> | Arendal |
| <i>Sted/Lokalitet:</i> | Tromlingene og Jerkholmen |

Godkjent / Approved

Prosjektleder / Project leader

Knut Anders Hovstad (sign.)
forskningsleder kulturlandskap

Ellen Svalheim (sign.)
forsker kulturlandskap

1. Innhold

| | | |
|-------|--|----|
| 1. | Innhold | 1 |
| 2. | Forord | 2 |
| 3. | Sammendrag | 3 |
| 4. | Innledning | 6 |
| 4.1 | Målsetting | 8 |
| 5. | Tidligere og nåværende bruk | 9 |
| 5.1.1 | Tradisjonell bruk, Jerkholmen | 9 |
| 5.1.2 | Dagens bruk Jerkholmen | 11 |
| 5.1.3 | Tradisjonell bruk, Tromlingene | 13 |
| 5.1.4 | Dagens bruk Tromlingene | 14 |
| 5.1.5 | Beitedyrene før og nå | 16 |
| 5.2 | Metoder for fjerning av einer 2001-2011 | 18 |
| 5.2.1 | «Kakestykke-rydding » | 18 |
| 5.2.2 | Brenning på rot | 18 |
| 5.2.3 | Rydding med minigraver med klo | 18 |
| 5.2.4 | Rydding med gravemaskin med klo | 18 |
| 6. | Metodikk | 19 |
| 6.1 | Valg av overvåkingsfelt | 19 |
| 6.2 | Plassering av vegetasjonsruter | 22 |
| 6.3 | Registrering av vegetasjon | 22 |
| 6.4 | Registrering og beregning av miljøvariabler | 22 |
| 6.5 | Databehandling | 23 |
| 7. | Resultater fra feltundersøkelsene | 28 |
| 7.1 | Vegetasjonsdekning og bar mark | 28 |
| 7.2 | Dekning i bunnsjikt (moser og lav) | 29 |
| 7.3 | Dekningen i feltsjiktet (karplanter) | 29 |
| 7.4 | Artsantall | 30 |
| 7.5 | Vegetasjonssammensetning | 32 |
| 7.5.1 | Jerkholmen | 37 |
| 7.5.2 | Tromlingene | 40 |
| 8. | Diskusjon og anbefalinger | 46 |
| 8.1 | Vegetasjonens respons på ulike metoder for fjerning av einer | 46 |
| 8.1.1 | Vegetasjonen på Tromlingene | 46 |
| 8.1.2 | Resultater av vegetasjonsanalysene | 48 |
| 8.1.3 | Metodekritikk/forbehold | 50 |
| 8.1.4 | Konklusjon vegetasjonsutvikling | 50 |
| 8.1.5 | Anbefalinger | 50 |
| 8.2 | Konflikt friluftsliv og beitebruk | 51 |
| 8.3 | Betydningen av beite som restaurering- og skjøtselstiltak | 52 |
| 8.3.1 | Anbefalinger for videre beiteskjøtsel på Tromlingene | 52 |
| 8.3.2 | Anbefalinger for videre beiteskjøtsel på Jerkholmen | 53 |
| | Kilder | 55 |
| | Vedlegg | 1 |

2. Forord

Fylkesmannen i Aust-Agder ved miljøvernavdelingen ønsket sommeren 2011 å igangsette en feltbasert undersøkelse med formål å evaluere effektene på vegetasjonen etter gjennomført rydding av gjengrodde arealer på øyene Jerkholmen og Tromlingene i Raet landskapsvernområde (Raet LVO). Videre ønsket Fylkesmannen en vurdering av nødvendig innsats og metoder (herunder beiter regime) for å holde rydda arealer åpne for framtida.

Bioforsk i samarbeid med Norsk institutt for naturforskning (NINA) påtok seg oppdraget sommeren 2011. Denne rapporten går gjennom resultatene fra tre års overvåkning med fastruter i felt som var utsatt for ulik metode for fjerning av einer. Videre belyser rapporten tidligere, tradisjonell beitebruk samt nyere tids beitebruk på de to øyene. Dette som bakgrunn for å gi tilpassa råd for framtidig beiter regime.

Marianne Evju, NINA takkes for gode råd om statistiske analyser og bearbeiding av data. Ann Norderhaug (selvstendig næringsdrivende) har foretatt gjennomlesing og innspill på rapportmanus.

Under arbeidet med rapporten har vi vært i kontakt med en rekke personer som takkes hver i sær. Følgende lokale informanter, grunneiere og husdyreiere har bidratt med opplysninger om tidligere og nåværende bruk. På Jerkholmen har disse gitt verdifull informasjon; Gunnar Sætra, Roy Vidar Svendsen, Beint Jørgen Aamlid, Anne Tone Aanby og Johannes Havstad. På Tromlingene har vi vært i kontakt med Halvor Abusland, Terje A. Knudsen, Halfdan Madsen, Øystein Sundberg og formann i Alve- og Tromlingene grunneierlag Per Holt. Forsker Samson Øpstad, Bioforsk Furuneset, har bidratt med verdifulle innspill om størrelse og fôrbehov til småfe i tidligere tider.

Med hensyn til verneprosessen har vi vært i kontakt med Karin Guttormsen (tidligere ansatt hos FM i Aust Agder). Hva gjelder oppsyn innen verneområdene har vi holdt kontakt med Jim Güttrup og Arild Pfaff (SNO). Hos Fylkesmannen har vi hatt løpende kontakt med Geir Andre Homme og i de seinere årene Aslak Goetehus.

Alle takkes for verdifull informasjon, og Fylkesmannen takkes for godt samarbeid og et interessant oppdrag!

09. mars 2015 Oslo, Landvik
Harald Bratli og Ellen Svalheim

3. Sammendrag

Øyene Tromlingene og Jerkholmen ligger i Arendal kommune i Aust- Agder. Øyene er omfattet av ulike typer vern, og i tillegg innlemmet i Skjærgårdsparken.

Øyene har gjennom lang tid blitt beitet av husdyr. Informasjon om tidligere og nåværende beitebruk er i prosjektet innhentet fra gamle grunneierprotokoller, gamle flybilder, lokale informanter, husdyr- og grunneiere. Beitetrykket med sau på midten av 1800-tallet anslås å ha vært betydelig høyere enn det er i dag. Høyt beitetrykk på 1800 og første halvdel av 1900-tallet medførte at vegetasjonen utviklet seg til grasdominert naturbeitemark, mer enn lynchhei. Tradisjonen med storfe (på 1700-tallet) forut for sau har nok også bidratt til dannelse av den gras og urterike naturbeitemarka. Kontinuiteten med beiting er med andre ord svært lang, og beiteavhengig engvegetasjon har antakelig forekommet lenge.

Beitetrykket har avtatt de siste tiårene. Samtidig opphørte også den årlige tradisjonelle ryddingen. Dette til sammen har medført en tiltagende gjengroing utover 1980- og 90-tallet. På både Tromlingene og Jerkholmen var gjengroingen betydelig inntil restaureringen ble påbegynt i 2001. Spesielt har einer dominert gjengroingsarealene. Flere ulike manuelle metoder for einerfjerning er utprøvd. Disse har vært tids-, arbeids- og kostnadskrevede. Høsten 2007 ble eineropprykking med minigraver og klo tatt i bruk. Dette viste seg å være en langt mer kostnads- og arbeidseffektiv metode, og en fikk ryddet store arealer på kort tid.

Vegetasjonsovervåkingen på Tromlingene som ble igangsatt sommeren 2011 kan karakteriseres som et effektstudium med hovedmålsetting: Å undersøke effekter på vegetasjonen av restaurering av einergjengrodd semi-naturlig eng med ulike ryddemetoder, og hvordan restaurerte arealer re-vegeteres på kort sikt. I tillegg er det utført beitevurderinger på begge øyene.

Vegetasjonen i felt med ulik fjerning av einerkratt ble undersøkt med registrering av vegetasjon i fastmerkede prøveflater i perioden 2011-2013. Til sammen 10 ruter ble plassert tilfeldig innen hver av tre felt med ulik metode for einerrydding. Metodene var: Felt A - ryddet ved opprykking av einer i 2009. Sandholdig jord. Felt B - ryddet ved opprykking av einer i november 2010. Grunnlendt mark. Felt C - delvis rydda med «kakestykke»-metoden i 2001, brent i april 2005, rydda manuelt med motorsag i mai 2007 og videre våren 2008. Sandholdig jord. I 2013 ble også 10 ruter undersøkt i intakt engvegetasjon som aldri har vært gjengrodd (felt D). I hver rute ble mengde av alle karplanter registrert med angivelse av mengde som prosent dekning og smårutefrekvens. I tillegg ble økologiske variabler målt og dekning bar mark og dekning av ulike vegetasjonssjikt estimert. Artsantall, samt Ellenberg indikatorer ble også beregnet.

Forskjeller i gjennomsnittlig dekning av feltsjikt og barmark, samt artsantall mellom år og felt ble undersøkt med variansanalyse, etterfulgt av post-hoc Tukey test. Sammenhenger mellom vegetasjonssammensetning i rutene ble undersøkt ved hjelp av DCA-ordinasjon. En DCA-ordinasjon med samtlige ruter i feltene A-C over alle år ble også utført for å undersøke rutenes relative forskyvning i løpet av de tre årene undersøkelsen foregikk.

Overvåkingen av vegetasjonen i de feltene med ulike metoder for fjerning av einer kan kort oppsummeres:

- Vegetasjonen i alle feltene hvor einer har blitt fjernet endrer seg i retning vegetasjonen i kontrollfeltet, dvs semi-naturlig engvegetasjon

- Vegetasjonsendringene er størst i tidlig suksesjonsfase. Vegetasjonsfri mark avtar gradvis og vegetasjonen gjennomgår suksesjonsstadier med økning av dekning moser og karplanter. Dekning bar mark er relativt lik i alle felt i 2013.
- Artsantallet økte over tid, mest mellom 2011 og 2012, mens det var liten økning mellom 2012 og 2013. Til tross for at referansefeltet totalt hadde færre arter enn de øvrige feltene var det bare felt B som hadde flere arter i gjennomsnittlig pr rute.
- En del uønskede arter opptrer i vegetasjonsrutene, men det trengs mer tid til å vurdere i hvilken grad disse blir problemarter som fortrenger stedegne arter eller om naturlig engvegetasjon fortrenger disse ettersom engvegetasjonen lukkes.
- Eineropprykking gir trolig mer areal blottlagt mark som gir potensial for oppvekst av uønska arter (dvs ikke kulturavhengige semi-naturlige arter). Utenom vegetasjonsrutene er det observert uønskede arter både på Tromlingene og spesielt på Jerkholmen der det synes å være en økning av blant annet høstberberis. Uønska arter vil, kunne etableres med varige populasjoner og i verste fall hindre utvikling av engvegetasjonen og det synes som om dette er i ferd med å skje i det minste på Jerkholmen og stedvis på Tromlingene.

Anbefaling

Fjerning av einer: Vi har ikke fulgt overvåkningsrutene lenge nok til at eventuelle effekter av problemarter på utviklingen av engvegetasjonen er fanget opp. Vi har derimot observert hvordan uønska arter opptrer andre steder på Tromlingene og spesielt innen einerrydda områder på Jerkholmen.

Ut fra i en totalvurdering anbefales det manuell fjerning av einer framfor opprykking med minigraver. Hvis likevel eineropprykking benyttes bør det fortrinnsvis skje på arealer med noe jorddybde. Rask fjerning av einer ved opprykking kan komme til å kreve mer etterarbeid med fjerning av problemarter. For enkelte problemarter som høstberberis er arbeidet i tillegg svært tidkrevende og det er knyttet usikkerhet til hvorvidt en vil lykkes.

Opprykking av einer på grunnlendte rullesteinsrygger må ikke skje, både av hensyn til jordsmonnsdannelsen og endringer i kvartærgeologien. Videre er det viktig at rydding av gjengrodd mark fortrinnsvis bør skje der dyrene ferdes. Dette for å sikre at beitedyrene i ettertid vil beite der det er ryddet (for mer detaljer se Kap. 8.).

I tillegg til selve vegetasjonsanalysene er det årlig, 2011 t.o.m. 2013, foretatt vurderinger av beitetrykk på begge øyene. Dette er vurdert samtidig med vegetasjonsanalysene i siste del av juni, og i slutten av vekstsesongen.

Under arbeidet med å innhente beiteinformasjon for å kunne gi råd for framtidig tilpasset beitebruk ble det tydelig at det på enkelte punkter er konflikt mellom friluftinteressene og beitebruken. Spesielt er konflikten tydelig på Tromlingene. I perioder midt på sommeren er det tidvis så mye telting på Tromlingene at beitedyrene i mindre grad oppholder seg på de grasrike arealene som forvaltningsplanen ønsker å holde åpne da disse benyttes til telting. Dyrene har også i perioder med mye telting hatt vanskelig for å nå hovedferskvannskilden, og det rapporteres om stadige episoder med at dyrene blir stresset og presset av ulike årsaker ved at hunder ikke holdes i bånd og personer som av ulike årsaker løper etter dyra.

Anbefaling

Beitebruk: For å gjennomføre en forsvarlig beitebruk må vernemyndighet og dyreeiere legge til rette for at beitingen gjennomføres etter forskriftsmessige og dyreetiske prinsipper. Ut i fra dette anbefales at vernemyndigheten i samarbeid med grunneiere, husdyreiere og Mattilsynet samarbeider om et regelverk for verneområdene som reduserer

konflikten mellom beite og friluftsliv, og som bl.a. sikrer beitedyrene tilgang til viktige beiteområder og drikkevann (for mer detaljer se Kap. 8.).

Beitingen på Tromlingene og Jerkholmen har i flere århundrer formet det semi-naturlige artsinventaret på øyene. For å restaurere og å ivareta biomangfoldet for framtida er det viktig at beiting opprettholdes. Det er imidlertid viktig å være klar over at kun beiting ikke er tilstrekkelig for å holde nyrydda, gjenåpna areal i hevd. Tradisjonelt har årlige ryddedugnader med bl.a. fjerning av einer og busker blitt gjennomført hver vår, og videre har tistler og andre uønska arter systematisk blitt fjernet. For å oppnå åpne og velhevda ekstensive beiteareal på øyene i framtida er det derfor avgjørende at beitingen også framover suppleres med jevnlig, rydde- og restaureringstiltak (for mer detaljer se Kap. 8.).

4. Innledning

Ytterst i skjærgården i Arendal kommune ligger øyene Tromlingene og Jerkholmen. Begge er en del av raet, den store endemorenen som ble avsatt på slutten av siste istid for 10 600 år siden. Denne mektige naturformasjonen kan følges langs kysten. På Sørlandet ble raet avsatt under vann. Seinere ble avsetningene påvirket av hav og nedbør, slik at det groveste materialet ligger igjen i form av mektige rullesteinsformasjoner. På grunn av landhevingen etter istiden stikker nå deler av raet opp over havet som rullesteinsøyer, slik som på Tromlingene og Jerkholmen. Ved Hasseltangen landskapsvernområde mot vest går raet opp på land.

De to øyene Tromlingene og Jerkholmen er en del av Raet landskapsvernområde¹ (Raet LVO) som ble vernet ved kgl.res. 15. desember 2000. Landskapsvernområdet strekker seg fra og med Jerkholmen i vest til og med Tromlingene i øst - en strekning på ca. 15 km. Vernet areal utgjør 21 625 daa, hvorav ca. 18 396 daa er sjøareal. Hele området ligger i Arendal kommune. Det presiseres at det er den østlige delen av Tromlingene sammen med Jerkholmen som er innlemmet i Raet LVO. Den vestlige delen av Tromlingene er vernet som naturreservat (Tromlingene NR). Generelt har Raet LVO dyre- og plantelivsfredning, i tillegg har landskapsvernområdet på Tromlingene fuglelivsfredning.

Formålet med Raet landskapsvernområdet er å bevare det egenartede natur- og kulturlandskapet med kvartærgeologiske forekomster og særegent dyre- og planteliv knyttet til Raet i Aust-Agders kystområde. Vegetasjonen på Tromlingene og Jerkholmen består mye av grus- og steinmark og fattig grunnlendt mark og er i hovedsak kulturpåvirket over det hele. Vegetasjonsdekt mark forekommer oftest i en mosaikk med nakent berg og grus- og steinmark. Strandeng og strandsump finnes spredt. Det er registrert flere rødlistede sopp som *Entoloma atrocoeruleum*, lutvokssopp *Hygrocybe nitrata*, russelærvokssopp *Hygrocybe russocoriacea*, mørkskjellet vokssopp *Hygrocybe turunda* (alle NT), og videre grynmusserong (VU) i nedbeita kulturmarkseng på både Jerkholmen og Tromlingene. Videre finnes det fine utforminger av strandeng med rødlistede planter slik som jordbærkløver *Trifolium fragiferum* (EN), dverglin *Radiola linoides* (EN), dverggylde *Centaureum pulchellum* (VU) og smånesle *Urtica urens* (VU).

Forut for Raet LVO ble mange øyer innlemmet i Skjærgårdsparken² på 1970-tallet. Kontrakten for Skjærgårdsparken for dette området ble underskrevet av Miljøverndepartementet og grunneierne i 1977-78. Hele Tromlingene og Jerkholmen er Skjærgårdspark, og er sikret friluftslivsområde³.

¹Landskapsvernområder i forhold til privat eiendomsrett: Dette er arealer som er vernet etter naturvernloven. Vernet medfører ikke at det offentlige overtar eiendomsretten som følge av vernet. Vernet medfører imidlertid innskrenkning av den private eiers råderett over egen eiendom i henhold til verneforskriften. Landskapsvernområde og naturreservat er to kategorier i naturvernloven, jmfør naturvernloven § 5-7 og § 8-10" (jf. Guttormsen et. al 2005).

² Skjærgårdspark: Dette er arealer som er sikret til friluftslivsformål gjennom servituttavtale mellom privat eier og staten ved miljøverndepartementet eller Miljødirektoratet. Grunnen eies fortsatt av privat grunneier, men det er utbetalt erstatning for rådighetsinnskrenkninger. Tromlingene og Jerkholmen er et eksempel på dette (jf. Guttormsen et. al 2005).

³ Offentlige friområder: Dette er arealer som er sikret til friluftslivsformål ved at de er ervervet av stat eller kommune. Den riktige betegnelsen er friluftslivsområde eller sikret friluftslivsområde. Begrepet friområde er knyttet til plan- og bygningsloven og er knyttet til reguleringsplaner jmfør § 25.4. (jf. Guttormsen et. al 2005).

Innføringen av Skjærgårdspark og etter hvert landskapsvernområde og naturreservat medførte endringer av den tradisjonelle bruken av Jerkholmen og Tromlingene. Det ble mindre beitedyr på øyene. Dette har både sin årsak i generelle endringer i driftsformene innen landbruket på 1970- og 80-tallet ved at mange sluttet med beitedyr, men også at det ble vanskeligere og mer konfliktfylt å ha beitedyr på øyene pga ferdsele. Etter vernet ble det ikke like lett for grunneierne å få gjennomført rydding og sviing, slik tradisjonen var med årlige ryddedugnader om våren. Endret bruk med redusert beite og rydding av kratt medførte etter hvert sterk gjengroing med særlig einer. Dette er både negativt for landskapsbildet og det visuelle inntrykket av de kvartgeologiske formasjonene, artsmangfoldet i kulturmarksvegetasjonen og beitegrunnet. Etter hvert ble det påkrevd med omfattende tiltak for å gjenskape mer åpen vegetasjon.

Det ble utarbeidet forvaltningsplan for Raet landskapsvernområde i 2005 (Guttormsen et al. 2005). Denne ble revidert i 2012 (Fylkesmannen i Aust-Agder 2012). I denne står bl.a. følgende under bevaringsmål:

Berggrunnen med isskurt fjell i dagen og kvartærgeologiske avsetninger skal bevares som på vernetidspunktet. Det gjelder både overflateformer og strukturer nedover i jorden.

Videre står dette om engarealene:

Kulturlandskapet på Tromlingene og Jerkholmen skal holdes som gode beitearealer for sau. De åpne grasflatene skal holdes betydelig større sammenlignet med situasjonen i 2005 da første forvaltningsplan ble utarbeidet. Nyryddete arealer skal holdes åpne.

På både Tromlingene og Jerkholmen var gjengroingen betydelig inntil restaureringen ble påbegynt i 2001. Det har spesielt vært einer som har dominert gjengroingsarealene. Det har siden blitt prøvd ut flere ulike metoder for rydding (Pfaff 2007, 2009, 2011 og 2012). Kort oppsummert har en prøvd med ulike metoder for manuell rydding, brenning og saltvannssprøyting. Felles for de manuelle metodene er at de er arbeids- og kostnadskrevende og har lav framdrift mht. areal som skal restaureres.

Høsten 2007 ble eineropprykking med beltegående minigraver (2,8 tonn) og klo tatt i bruk som ny restaureringsmetode. Dette viste seg å være en langt mer kostnads- og arbeidseffektiv metode, og en fikk ryddet store arealer på kort tid. Minigraveren drar opp eineren med røttene og flere m² kan tas i en jafs. Til eksempel ble nær hele Jerkholmen ferdig ryddet i løpet av to måneder høsten 2009, totalt 35 daa (Pfaff 2009, 2012).

Ved restaurering av artsrik kulturmarksvegetasjon, der hensikten er å ivareta artsmangfoldet anbefales gradvis fjerning av busk- og tresjikt (Norderhaug et al, 1999). Dette reduserer faren for invasjon av uønskede arter i blottlagt jord, dominans av enkeltarter og gjødslingseffekter fra nedbrutte røtter og annet organisk materialet i jorda. Men, gradvis restaurering er tidkrevende og kanskje mer kostbart. På bakgrunn av dette var det ønskelig å få mer kunnskap om effekten av ulike ryddemetoder for einer på vegetasjon og artsmangfold. Gjengroing med einer er et generelt problem mange steder i kulturpåvirket vegetasjon (Bratli & Halvorsen 2014), slik at grunnleggende kunnskap på området antas å kunne ha verdi for forvaltning av lignende arealer.

Denne rapporten sammenstiller erfaringene og resultatene fra overvåkingen som ble gjennomført i 2011, 2012 og 2013. I tillegg er opplysninger om tidligere bruk innhentet. Det er lagt vekt på å nedtegne detaljert informasjon, da dette gir en god referanseramme for å forstå utviklingen til dagens vegetasjon på øyene og dessuten er dette informasjon som lett går tapt.

4.1 Målsetting

Bioforsk og NINA gjennomfører flere overvåkningsprosjekter i ulike kulturavhengige naturtyper, med ulike problemstillinger. Felles for disse overvåkningsstudiene er at de gjennomføres etter samme mal og framgangsmåte, slik at resultater fra de ulike områdene skal kunne sammenstilles. Sentralt i dette overvåkningsarbeidet er bruk av smårutefrekvens i registrerte 1m² store fastruter. Overvåkningsarbeidet på Tromlingene er derfor satt opp etter samme mal.

Forvaltningsmessig er det et overordnet mål at vegetasjonen i tidligere einerkratt gjenskapes til åpen engvegetasjon med artssammensetning tilsvarende intakt engvegetasjon på Tromlingene.

Overvåkingen på Tromlingene som ble igangsatt sommeren 2011 kan karakteriseres som et effektstudium med følgende målsetting:

- Å undersøke effekter på vegetasjonen av restaurering av einergjengrodd semi-naturlig eng med ulike ryddemetoder, og hvordan restaurerte arealer re-vegeteres på kort sikt.

Konkret innebærer overvåkningsstudiet å følge:

- re-vegetering på restaureringsflater av ulik alder og på ulikt substrat
- utviklingen av einer og andre gjengroingsarter etter restaurering
- framvekst av pionerplanter og eventuelle andre uønskede arter

Hva gjelder beiter regime har det vært et mål å framskaffe:

- informasjon om tidligere tradisjonell bruk da dette gir en god referanseramme for å forstå utviklingen til dagens vegetasjon på øyene,
- hvordan nyere og nåværende beiter regime virker inn på revegetering og gjengroingstendenser gjennom feltobservasjoner og innhenting av beitedata

Slik at en samlet sett kan legge til rette for et best mulig egna beiter regime ut i fra gjeldende forhold.

5. Tidligere og nåværende bruk

I dette kapittelet gjennomgås tidligere og nåværende bruk av områdene. Opplysningene for Jerkholmen og Tromlingene er innhentet fra lokale informanter, husdyreiere, grunneiere, gamle bilder og flyfoto, samt skriftlige gamle kilder.

Generelt er det avgjørende å innhente lokal kunnskap om tidligere tiders tradisjonelle bruk som basis for å forstå dagens vegetasjon og artsinventar. Videre gir innhentet historisk kunnskap viktige rettesnorer for framtidig skjøtsel av det kulturavhengige biomangfoldet.

Opplysninger knyttet til vern, oppfølging og skjøtsel av verneområdene, friluftsliv og ferdsel er i stor grad innhentet fra SNO og Fylkesmannen. Også grunneiere har bidratt med sine erfaringer her.

5.1.1 Tradisjonell bruk, Jerkholmen

Beiting: Ni Nednesgårder eier Jerkholmen i et sameie, og i gamle sameieprotokoller finner en data tilbake til tidlig 1800-tall om beiting på holmen.

I 1864, gjengir man i protokollen underskrevet i et sameiemøte at: ” i eldre tider bruktes at beite med kjør på Jerkholmen, nemlig et antall av 20 årlig”.

Videre heter det at ”denne beitingmåte fantes uhensiktsmessig eller besværlig” og at det da i stedet ble inngått overenskomst om beiting med sau og at hver gård i sameiet fikk tildelt sin andel. I sameieprotokollen er så sistnevnte overenskomst inntatt i sin helhet, nemlig en overenskomst fra 1838 som fordelte beite av 80 sau. Av dette kan en anta at det før 1838 og bakover i eldre tid hadde vært kuer og at det etter 1838 ble beitet med sau og da med 80 vinterfora sau (Gunnar Sætra pers medd.).

Fra også andre nærliggende gårder nevnes det at det tidligere var vanlig med storfebeite på øyene. På den nærliggende Gjervollsøya var det to gårdsbruk, som delte Ramsøya, ei mindre øy i Odderkleivstrømmen. Begge gårdene hadde sitt sommerfjøs/kvi der, og de rodde daglig ut dit og melka, ca 150-200 meters rotur en vei. På bnr 1 varte dette fram til ca 1945 (Johannes Havstad pers medd.). For Nednesgårdene som hadde beiterett på Jerkholmen var det ca 1 km å ro for å få melket kuene. Dette er fullt mulig, men som protokollen nevner over, så var det ”uhensiktsmessig eller besværlig”, og derfor naturlig at en gikk over til beite med sau.

En av sameierne, Gunnar Sætra forteller om beitetrykket på Jerkholmen fra 1950-tallet og utover: Det gjaldt å få sauene tidlig ut om våren. Beitesesongen var fra før 17. mai til ut i oktober. Hvis været var greit og beitet bra, beita dyra av og til ut i november, en gang endog til desember. Dyra holdt seg godt på Jerkholmen selv om det lei langt ut på høsten. De største lamma blei av og til henta inn fra august av i hans fars eiertid i 1940 -1960-åra, da en fikk god pris for kjøttet på dette tidspunktet.

Sætra forteller videre at han som 12-15 åring var med faren og gjødsla med fullgjødning om våren på plassene der det hadde noe hensikt, dvs. på arealer med tykke jordsmunn. Dette ble gjort bl.a. i 1965. Han antar at det ble spredt ut mellom 200-300 kg. Gjødning med kunstgjødning ble ikke gjennomført årlig, men år om annet på 1960-tallet. Sameierne rydda holmen, bl.a. ble tistler rydda manuelt, forteller Sætra. Han husker heller ikke at det var problem med gjengroing av einer. Dette bekreftes og av gamle flybilder, se Figur 3, til Figur 8.

Sætra forteller at fra deres eiendom, gnr. 428 bnr. 20, hadde en på 1950-, 60- og 70 tallet ca 70- 100 sau og lam (av rasen Dalasau) på Jerkholmen. I mellomkrigstida og opp mot 1960-tallet tror han noen andre sameiere også utnyttet sine kvoter, men i Gunnar Sætra sin egen eiertid fra 1972 og framover var det kun han som hadde sauer på Jerkholmen. Det var forståelse for at hvis noen av sameierne brukte holmen, så skulle ikke andre sameiere leie ut til andre. Sætra forteller at han en gang midt på 1960-tallet hadde okser på holmen i tillegg til sauer. Midt på 1970-tallet tilpasset Sætra seg til et balansepunkt på ca. 30 vinterføra sau mht førtilgangen på holmen.

Før slakting kunne lamma i gode år nå opp mot rundt 45 kg levendevekt. Sætra slutta med sau på Jerkholmen i 1978, relativt kort tid etter at skjærgårdsparken ble innført. I følge Sætra ble beiting vanskeligere å gjennomføre ved at det ble økt konflikt mellom sau og turister, ved blant annet henkastet søppel, løse hunder som jaget dyra og telting. Etter dette blei øya ikke beita på en ca 8-10 års tid.

På slutten av 1980-tallet ble beiting gjenopptatt. Det vekslet en del på brukerne de første årene, bl.a. ble øya beita av pelssau. På 1990-tallet leide Beint Jørgen Aamlid beite på holmen i ca 6 år. Han hadde 60 sau og lam (Spæl- /Dalasau). Aamlid praktiserte veldig tidlig beiteslipp fra slutten av april begynnelsen av mai, og lot dyrene gå til september, oktober. I de årene som Aamlid hadde sauer på holmen var øya begynt å bli gjengrodd med bl.a. einer, og det var mindre med beite. Han erfarte også at beitet ofte tapte seg utover sommeren og at lamma med fordel kunne sankes i august. Han observerte at sauene spiste de nye årsskudda av eineren. Etter at Aamlid slutta med sau på Jerkholmen tok grunneier Roy Vidar Svendsen over med sin besetning. Svendsen har sau på Jerkholmen fortsatt, se dagens drift.

Drikkevann: Fra den østligste pynten er det et sig med brakkvann som dyra drikker av. Det har ikke vært nødvendig å kjøre ut vann til sauene (Gunnar Sætra pers medd).



Rettigheter: Gårdene på Nedenes hadde som grunneiere tangtag på Jerkholmen som var nøye inndelt i parter - også i båthavna på land der det også var angitt felles opplagsplass for tang. At tangen i sin tid var viktig ser en av sameieprotokollen, der det omkring 1900 var snakk om politianmeldelse pga noen hadde stjålet tang.

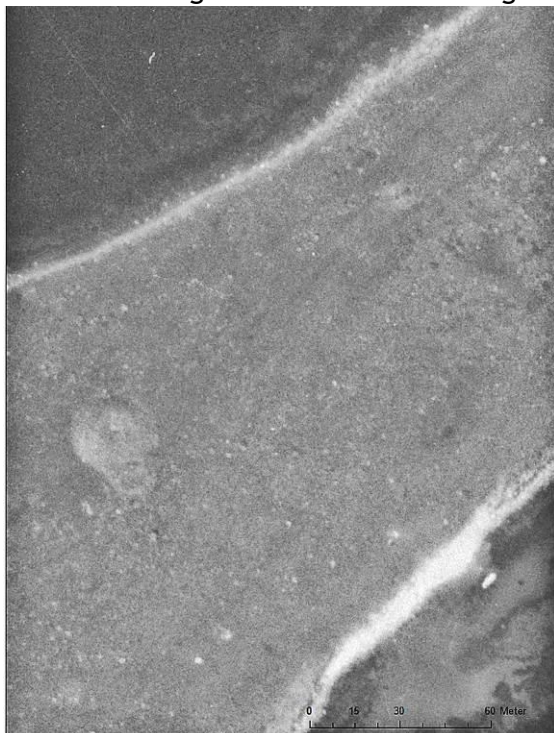
Figur 1. Fra gravrøysa på Jerkholmen i 1955. Områdene rundt røysa viser åpen, graspreget engvegetasjon. Det som finnes av einer er små individer. På gravrøysa står Lars Tørres Havstad t.v, og bestyrer Peter Krosby ved Statens frøkontroll. Bilde er utlånt av Johannes Havstad.



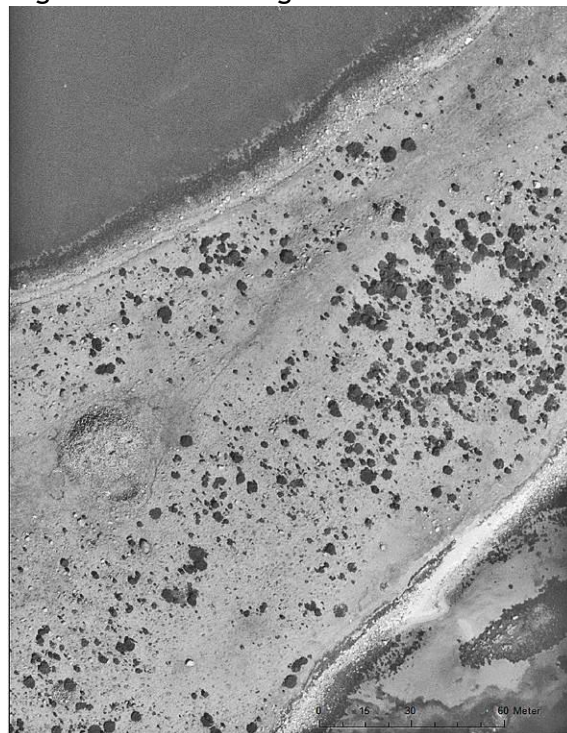
Figur 2. Jerkholmen ca 1954, Bildet er tatt fra båt mot den store, sentrale gravrøysa. Øya har et meget åpent preg med engvegetasjon og lite einer. Foto utlånt av Johannes Havstad.

5.1.2 Dagens bruk Jerkholmen

Beitesesongen 2013 beitet 33 sau og lam (Norsk hvit og spelsau) på Jerkholmen. Grunneier Roy Vidar Svendsen har beitedyr her ute. Beiteslipp foretas i april/mai rett etter lamming. Lam og søyer slippes ut i flere puljer etter hvert som lamminga pågår. Dette gir et tiltagende beitetrykk vår/forsommer. Utover høsten hentes lammene hjem for slaktning mens søyene fortsetter beitinga ut oktober. Det er kommunen ved skjærgårdstjenesten som frakter dyra ut og inn. I 2013 ble de siste sauene sankt 12. desember. Antall beitedyr har siden 2011 vært lavere enn tidligere. Dette skyldes at sommeren 2010 var tørr og det blei lite beite utover sommeren. I 2010 hadde Svendsen opp mot 60 sau og lam her ute. Lamma blei små og de måtte sankes tidligere. For å unngå dette ble sauetallet redusert ned til 40 lam og sau i 2011. Det var rikelig med nedbør beitesesongen 2011 og det var godt med beite. Tilveksten på lamma har i 2011 vært god. Svendsen har fortsatt beitingen med i mellom 30- og 40 sau og lam i de etterfølgende årene.



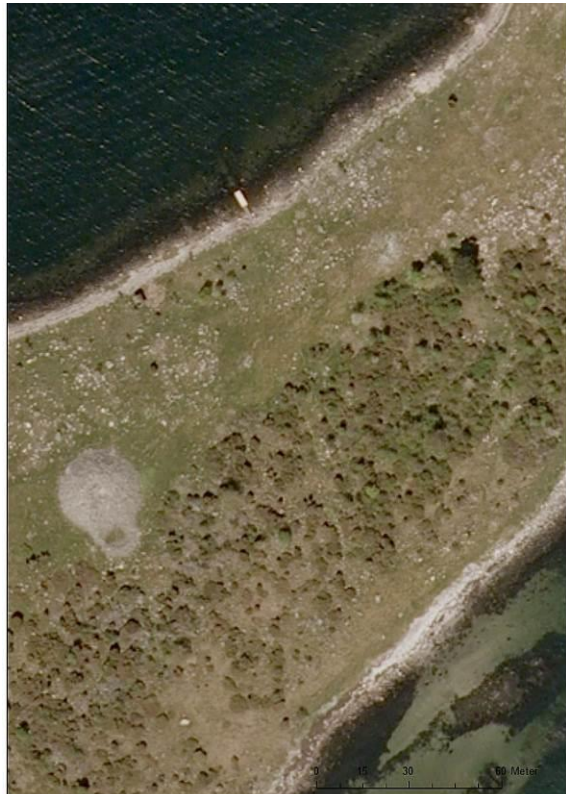
Figur 3. Flybilder fra 1946 fra midtparti av Jerken med gravhaug til venstre i bildet.



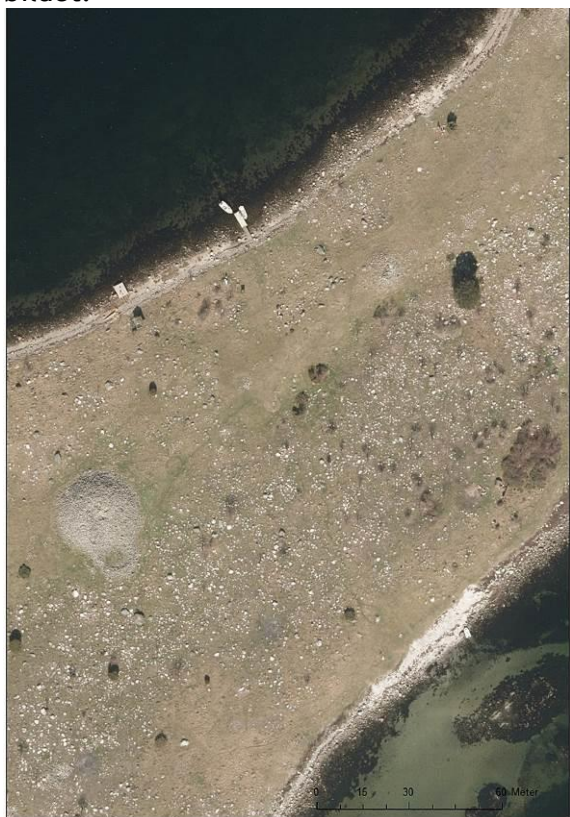
Figur 4. Flybilder fra 1975 midtparti av Jerken med gravhaug til venstre i bildet



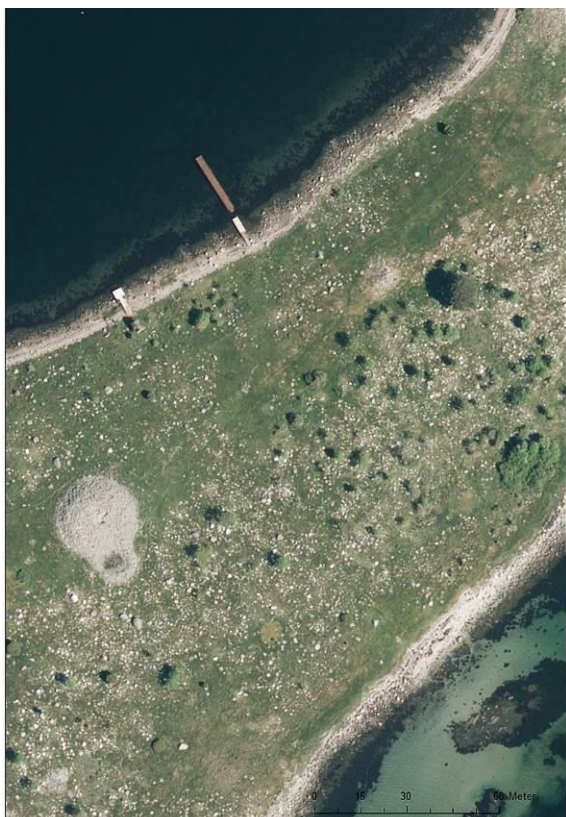
Figur 5. Flybilder fra 2003 fra midtparti av Jerkholmen med gravhaug til venstre i bildet.



Figur 6. Flybilder fra 2009 fra midtparti av Jerkholmen med gravhaug til venstre i bildet.



Figur 7. Flybilder fra 2011 midtparti av Jerkholmen med gravhaug til venstre i bildet



Figur 8. Flybilder fra 2012 midtparti av Jerkholmen med gravhaug til venstre i bildet

5.1.3 Tradisjonell bruk, Tromlingene

Eierforhold: Tromlingene eies av et grunneierlag, bestående av nå 12 grunneiere. Fra gammelt av er øya delt inn i 3330 skyldmark⁴, som er fordelt i forhold til gårdenes størrelse.

Tradisjonell årlig ryddedugnad med sviing: Ifølge grunneierprotokoll⁵ har Alve grunneierlag gjennomført ryddedugnad hver vår. Formannen for grunneierlaget ble lønna for å lede dette arbeidet. Grunneier Oddvar Gundersen (f. 1935) var med på de årlige ryddedugnadene og husker bl.a. at det under og rett etter krigen var vanlig å svi på Melkevollen. Han forteller at hvert år møtte alle grunneierne opp på Tromlingene om våren. Da ble det ryddet bl.a. tørre einer og brent. Videre ble åpne sandhull m.m. spadd igjen og øya satt i stand til en ny sesong. Beitetrykket under krigen var meget stort og dyra beitet da også småeiner. Etter hvert som beitetrykket avtok inkluderte den årlige ryddedugnaden også opprykking av småeiner. Også tistler har blitt fjernet manuelt på Tromlingene av grunneierne⁶.

Da skjærgårdsparken kom på slutten av 1970-tallet, fikk ikke grunneierne anledning til å fortsette med den årlige ryddedugnaden⁷. Gjengroing med einer økte, og i 2001 satt Fylkesmannen i gang tiltak mot eineren (se Kap 5.1.4).

Beiting; Det er lange tradisjoner for beiting på Tromlingene. Det finnes gamle grunneierprotokoller for Alve grunneierlag som sier noe om bruken av øya fra 1800-tallet og framover. I disse protokollene har en tall på antall beitedyr tilbake til 1887. I protokollen står det at i 1887 ble det leid ut til 84 sau⁸, i tillegg så kom grunneiernes egne dyr. Dessverre sier ikke de tilgjengelige protokollene noe om hvor mange dyr grunneierne selv hadde der ute på de ulike tidspunktene⁹.

Under, og rett etter krigen var det et sterkt beitetrykk på Tromlingene. Grunneierprotokollen sier at i 1942 var det 152 utleide¹⁰ pluss grunneierandelen i tillegg. Grunneierandelen er usikker, men Gunder Hansen (f 1926) anslår at det totale dyretallet i denne perioden var mellom 200-300 sau. Det var vanlig for grunneierlaget å leie ut beite etter som det var kapasitet til. Under krigen var imidlertid ikke alle sauene registrert da enkelte slapp dyra på beite her til livberging for mennesker og dyr. I gårdsprotokollen for etterkrigstiden nevnes problemet og at laget måtte få orden på sauetallet og hvem som hadde dyr der. I følge protokollen vedtok grunneierlaget at de fra etter krigen ikke skulle ha flere innleide dyr enn 55 stk, i tillegg til egne. Videre sier protokollen at: ingen må hente dyr fra Tromlingene før den 29. september.

På 1950-tallet lå antallet på 50-70 utleide + egne dyr.

Drikkevann: Det er én hoveddrikkevannskilde for dyra på øya. Den er rett vest for Melkevolden, relativt nær stranda. Etter regnskyll samler også regnvann seg i kulper og groper på svaberg og fjell i dagen. Videre finnes det enkelte myrdrag på øya. I tørkesommerer har slike åpne nedbørsavhengige ferkvannskulper lett for å tørke ut¹¹.

⁴ skyldmark, enhet for angivelse av jordeiendoms skatteevne.

⁵ Tromling bok, fra 1946. Grunneierprotokoll fra Alve grunneierlag.

⁶ Formann Per Holt i Alve og Tromlingene grunneierlag pers medd

⁷ Formann Per Holt i Alve og Tromlingene grunneierlag

⁸ Antas å være vinterôra sau.

⁹ Formann Per Holt i Alve grunneierlag mener det er protokoller på avveie, som muligens sier noe om dette.

¹⁰ Jf. grunneierprotokoll Alve grunneierlag.

¹¹ Formann Per Holt i Alve grunneierlag pers. medd.

Gamle rettigheter: Grunneierne på Tromlingene hadde tidligere både beiterett, lakserett, jaktrett, garntørkerett og tangrett. I forbindelse med fuglefredinga og opprettelsen av naturreservatet på 1980-tallet mista grunneierne tangrett, jaktrett og garntørkerett. De har nå beiterett på deler av øya og lakserett. Innen naturreservatet har grunneierne ikke lenger beiterett¹².

Friluftsliv¹³: Som naturlig økte ferdselen etter at skjærgårdsparken ble innført i 1977-78. Mange av de besøkende satte opp telt på øya. På fine solrike somre ble det talt opp mot 150 telt¹⁴. Ved økt ferdsel ble det også økte konflikter i forhold til beitingen. Eksempelvis ble telt satt opp nær vannhullet til dyra. Det økte friluftslivet hadde også innvirkning på dyras tilgang til beitearealene. De som telter skal respektere friluftsløven og «to-døgns regelen». Etter 48 timer skal teltet tas ned og teltingen opphøre. Denne regelen har i liten grad blitt overholdt og det finnes tilfeller der telt har stått på samme sted i lengre perioder. Dette er samtidig i de tidsperiodene da beiteressursene ofte er knappe og dyra trenger å ha tilgang til større beitearealer, spesielt til de flate grasslettene der teltene ofte settes opp.



Figur 6. Det er lang tradisjon for beiting på Tromlingene. Bildet er tatt i 1913 eller 1914 og viser et åpent og nedbeita landskap der eineren holdes under kontroll. Bildet er utlånt av Osmund Fiskaa, og er hentet fra forvaltningsplanen (Guttormsen et al. 2005).

5.1.4 Dagens bruk Tromlingene

Beiting:

Gjennom de siste tiårene har beitetrykket variert en del. Etter at skjærgårdsparken ble innført på slutten av 1970-tallet avtok beitetrykket¹⁵. Dette har både sin årsak i generelle endringer i driftsformene innen landbruket på 1970- og 80-tallet ved at mange sluttet med beitedyr, men også at det ble vanskeligere og mer konfliktfyllt å ha beitedyr på øyene pga ferdselen. Den siste av grunneierne som har hatt beitedyr på Tromlingene er Sten Halfdan Madsen, siste gang i 2001, da han hadde 10-12 sau og lam på beite. I tillegg hadde Terje A Knutsen rundt 35 sau og lam på beite samtidig, slik at det beitet i overkant av 45 dyr tilsammen rundt årtusenskiftet. Terje A. Knutsen (ikke grunneier) hadde sau på

¹² Formann Per Holt i Alve grunneierlag pers. medd.

¹³ Formann Per Holt i Alve grunneierlag pers. medd.

¹⁴ Formann Per Holt i Alve grunneierlag pers. medd.

¹⁵ Grunneier Halfdan Madsen og Per Holt pers medd.

Tromlingene sammenhengende i ca 30 år og sluttet med beiting her ute i 2011. På 1980-tallet hadde Knudsen 70-80 sauer på Tromlingene.

Beitesesongene 2013 og 2014 ble det gjennomført et høyere beitetrykk på Tromlingene enn årene forut. Det beitet da 60 sau og lam her i 2013 og 62 sau og lam her i 2014, mot rundt 30 dyr i 2011. Etter at Terje A. Knudsen slutta med beitedyr på Tromlingene har husdyreier Øystein Sundberg fra Froland hatt sauene sine på Tromlingene i 2012, 2013 og 2014. Sundberg sier at tilveksten på dyrene har vært god. Dette gjaldt også beitesesongen 2014 som var tørr og varm.

Sviing: SNO tok initiativ til- og gjennomførte sviing på Melkevollen 2.mai 2012. Tilstede var representanter fra SNO, politiet, Fylkesmannen og grunneierne. Om lag 1/3 av Melkevollen ble svidd av denne dagen, inkludert feltet med mye åkertistel.

Fjerning av einer: Den 2.mai.2014 hadde SNO engasjert en gjeng (ca 25 stk) fra Arendal turnforening til å luke einer på Tromlingene. Det ble både dratt opp småeiner og fjernet større einer med tau. Turnforeningen meldte at det var få småeiner å se.

Drikkevann: Vannholla vest for Melkevollen er hovedferskvannskilden for beitedyra på Tromlingene. Tilgang til drikkevann for beitedyra på Tromlingene har ikke pleid å være noe problem, selv i veldig tørre sesonger. Sommeren 2014 var tørr og varm, og vannholla vest for Melkeplassen gikk da tom. Dette er meget sjelden at skjer. Et regnvær rett før sommeren magasinerte seg derimot i enkelte svaberg-/fjellgroper og holdt seg bra og fungerte som ferskvannskilde for dyra i perioden med lite vann i vannholla.

Vannholla ligger ved et attraktivt område for telting, rett vest for Melkevollen ved en mindre og avskjermet grasslette rett inn for ei strand. Grunneierne melder at de opplever at dyrene jages vekk fra drikkevannskilden av de som telter fordi de bl.a. ikke vil ha dyr rundt teltene og misliker sauelorten.

I 2013 ble drikkevannet til dyra forurenset. Vannholla ble da tilgriset med tømning av latrine fra besøkende. Dette ble fjernet av grunneier Per Holt i samarbeid med SNO oppsynsmann Jim Güttrup. Mattilsynet karakteriserer hendelsen som alvorlig og ikke akseptabel. Om ansvarlig for tilgrisingen hadde blitt oppdaget ville vedkommende blitt anmeldt¹⁶. Tilgrising av dyras drikkevann på denne måten øker faren for at dyrene kan bli smittet og syke av til eksempel salmonellabakterier og gyardiaparasitter. Dyrene vil i slike tilfeller kunne unngå å drikke vannet da det smaker vondt, noe som i neste omgang kan føre til at dyrene drikker for lite, får forstoppelse og feilgjæring i vomma¹⁷.

Friluftsliv/telting: Tromlingene er et mye brukt friområde i skjærgårdsparken, og mange benytter stedet til telting. Det er fritt fram til å telte på arealene utenom naturreservatet, og de flate graskledte arealene vest for Melkevollen, samt Melkevollen og strandengene nær den store barlinden er de mest benyttede teltplassene. På fine sommerdager i 2013 ble det talt opp mot 50 telt i disse områdene¹⁸.

I nye atferdsregler gjengitt i forvaltningsplanen for 2012-2021 (Fylkesmannen i Aust-Agder 2012) heter det: " *Telting og overnatting: Oppsetting av og opphold i mindre, bærbare telt er tillatt inntil to døgn om gangen på samme område. Det samme gjelder overnatting i båt ved tilrettelagt fortøyningsplass.*"

¹⁶ Veterinær Lars Lindblom i Mattilsynet.

¹⁷ Veterinær Joanna Stenberg pers.medd.

¹⁸ Jim Güttrup, SNO pers medd.

Både Fylkesmannen og SNO tilkjennegir at det har vært vanskelig å overholde «to-døgns»-regelen, og resultatet er at teltene ofte blir stående lengre enn dette. Etter et møte med Alve og Tromlingene grunneierlag i 2012 ønsket Fylkesmannen å stramme inn overholdelsen av regelen med oftere kontroller. SNO gjennomførte derfor kontroll hver annen dag i skjærgården etter fast rute, slik at Tromlingene ble besøkt to ganger i uka (Arild Pfaff, SNO, pers medd). Oppsatte telt ble notert, og det ble samtidig gitt beskjed om at teltene måtte tas ned innen to døgn. Oppsynsmann Jim Güttrup, SNO sier at teltene i praksis ofte ble stående inntil fem døgn under hans oppsyn i 2013, da teltet kunne være satt opp dagen forut for SNO-befaring.

Hvor langt må så teltet flyttes eller ev. hvor lenge må teltet være vekk? Etter friluftsløven må teltet flyttes minst 1 km (Arild Pfaff, SNO, pers medd). Dette vil i praksis si at teltet må flyttes fra øya, da arealer 1 km nord for naturreservatet ikke er egnet for telting pga mye stein. SNO holdt imidlertid ikke nøye oversikt over om teltene ble satt opp igjen innen kort tid i samme område. «To døgns» regelen følges i praksis ikke opp mht telting på Tromlingene, selv etter innstramming med økte kontroller. Mye av bakgrunnen for dette er at Miljødirektoratet sier at Friluftsløven er «en mild lov» og kan håndheves «mildt» (Arild Pfaff, SNO, pers medd). På godt besøkte sommerdager kan det være 100 besøkende på Tromlingene. Med bare én utedo med to seter medfører dette en del sanitære problemer rundt omkring og graving av latriner eller åpne avtreder i busker (Jim Güttrup, SNO, pers medd). Inngrep ved graving er ikke tillatt i den kvartærgeologiske rullesteinsformasjonen.

På Tromlingene er de beste teltområdene på og nær Melkevollen. Dette er samtidig de største og mest sammenhengende beiteområdene til beitedyra. I skoleferien, som er den mest aktive perioden for telting, er derfor grasrike areal mye opptatt til teltaktivitet.

Barn og unge fasineres av beitedyra og følger ofte etter dem. Dyra blir i slike situasjoner stressa og ofte jaget og pressa. Løshunder har også vært et problem, da disse også jager dyra. Som et resultat holder beitedyra seg ofte unna områdene der folk oppholder seg og beiter i mindre grad på de grasrike arealene på og rundt Melkevollen i perioder med mye telting som hovedsakelig er i skoleferien (Jim Güttrup, SNO, grunneier Per Holt og Halfdan Madsen pers medd). Husdyreier Øystein Sundberg har mistet til sammen åtte sauer på beitet de tre årene han har hatt dyrene sine på Tromlingene. En av sauene hadde en fiskekrok i pelsen. Grunneier Halfdan Madsen har fortsatt sau, men ønsker av hensyn til dyra ikke å bruke beitearealene på Tromlingene. Han oppgir konflikt med ferdsel- og friluftslivsinteressene som hovedårsak.

5.1.5 Beitedyrene før og nå

Sauene på 1800 tallet hadde et mindre inntak av fôr, og dermed fôreheter per døgn, sammenlignet med fôrbehovet til dagens sauer, fordi datidens sauer var langt mindre i størrelse og vekt enn dagens. Samson Øpstad, Bioforsk Vest, Furuneset, har bistått utregninger av fôreheter.

Vekta til ei voksen søye av Gammel Norsk sau på midten av 1800-tallet var gjerne rundt 30-35 (- 40) kg (Drabløs 1997), mens ei søye av rasene Norsk Hvit eller spælsau i dag gjerne veier 65-80 kg. Lave vekter på dyrematerialet på 1800-tallet hadde ikke bare med at dyra ut fra arv var mindre, men at miljøforhold i stor grad virket inn på størrelse og vekt. En annen forskjell i saueholdet før og nå er at lammene nå gjerne er slaktemodne samme høst. De beiter kun en sommersesong og har en levetid på et halvt år. Lammene på midten av 1800-tallet ble sjelden slaktet samme høst, men levde over vinteren som gimrer (navn på søyer født beitesesongen forut) og fikk to beitesesonger før de ble slaktet 1,5 år gamle. Dette var og tilfelle for værene.

Med utgangspunkt i sauevektene før og nå kan vi forsøke å beregne fôrbehovet i fôrenheter (FEm, som tilsvarer verdien av 1 kg standard bygg) rundt midten av 1800-tallet og i dag, basert på sauetall fra de gamle grunneierprotokollene for øya Jerkholmen og beitetrykket på øya i 2011 (se også Svalheim & Bratli 2012).

I følge protokollen skulle det beites med 80 vinterfôra sau på Jerkholmen midt på 1800-tallet. Vi kan anslå at ca 50-60 av disse var voksne søyer og at ca 20-30 var gimrer. Det var vanlig at søyene kun hadde ett lam hver. Omlag 140 sau, gimrer og lam var således på beite på Jerkholmen på midten av 1800-tallet. (Værene gikk gjerne på egne avstengte beiter). Beitesesongen var fra om lag midten av mai til midten av oktober, dvs ca 150 dager, ut fra hva som er nedtegnet som beiteslipp og sanketidspunkt.

For de voksne sauene og gimrene kan en anslå at vedlikeholds-fôret lå på 0,4-0,5 FEm pr dag på vinterstid. På sommerstid derimot skal gimrene vokse, samt ta igjen tapt hold fra vinteren, og søyene skal produsere melk til lamma. Fôrbehovet pr søye og gimrer fra våren til høsten anslås å ha vært omlag 1,0 til 1,4 (Holtsmark et al 1951) FEm pr. dag. Lamma får det meste av sitt fôrbehov fra melka i mai og juni. Fra juli og utover så anslås at opptaket lå på om lag 0,5 FEm pr dag for lamma. Ut i fra disse runde anslagene kan vi sette opp at beiteuttaket fra Jerkholmen på midten av 1800-tallet lå på:

80 søyer og gimrer x 1,2 FEm x 150 beitedager = 14 400 FEm
60 lam x 0,5 FEm x ca 100 beitedager = 3000 FEm
Totalt uttak omlag: 17 500 FEm

I 2001 ble det sluppet 13 søyer og 26 lam av rasene Norsk Hvit og Spæl på beite på Jerkholmen i 2011. Beiteslipp foretas i april/mai rett etter lamming. Lam og søyer slippes ut i flere puljer etter hvert som lamminga pågår. Dette medfører et tiltagende beitetrykk vår/forsommer. Utover høsten hentes lammene hjem for slaktning mens søyene fortsetter beitinga ut oktober.

En regner at fôropptaket for de voksne er ca 2,5 FEm pr. dag fra mai til ut i september. Den siste måneden er fôropptaket gjerne avtatt til ca 1,5 FEm pr.dag. For lamma etter hvert som de vokser og dermed tar opp mer beitegras kan en regne 0,5 til 1,0 FEmpr. dag fra midten av juni til midten av juli og 0,75- 1,25 FEm pr. dag resten av beitesesongen (2,5 mnd).

13 sau x 2,5 FEm x 150 beitedager = 4875 FEm
13 sau x 1,5 fe i 30 dager (oktober) = 585 FEm
26 lam x 0,75 FEm x 30 dager = 585 FEm
26 lam x 1,1 FEm x 75 dager = 2145 FEm
Totalt uttak omlag: 8000 FEm

I 2010 var det totalt 60 sau og lam her ute, og uttaket av vegetasjon i form av fôrenheter utgjorde da etter samme utregningsmodell om lag 12 500 FEm.

Fôrutttaket de seinere årene er m.a.o. betydelig lavere sammenlignet med hva det kan ha vært på midten av 1800-tallet. Det er viktig å påpeke at det i dag stilles strengere krav til dyrevelferd og ikke minst til produksjon, slik at det aldri vil være et mål å ha samme beitetrykk nå som tidligere. Det viktige er å avpasse dagens beitebruk til ressursgrunnlaget, og på en slik måte at artsmangfoldet ivaretas. Beitene på Jerkholmen i dag er dessuten under opparbeidelse siden de er preget av flere tiår med gjengroing. Fôrressursene er derfor mindre nå sammenlignet med da området var i god hevd. Det vil ta noen år før vegetasjonsdekket og der med beiteressursene er tilbake.

5.2 Metoder for fjerning av einer 2001-2011

Følgende metoder for fjerning av einer er benyttet på Jerkholmen og Tromlingene. Beskrivelsen av de ulike metodene er hentet fra forvaltningsplanen 2012-2021, der det også vises gode bilder fra de ulike metodene (Fylkesmannen i Aust-Agder 2012).

5.2.1 «Kakestykke-rydding»

Metoden med ”kakestykke-rydding” består i å fjerne 1/3 av greinene om gangen på frisk einer. Grunneierne og Arendal kommune prøvde ut denne metoden første gang i 2001 på ett felt rett sør for Melkevollen. Før andre mer drastiske metoder ble tatt i bruk, ville en se om denne fremgangsmåten kunne redusere veksten på einerbuskene, gi bedre tilvekst på graset og hindre erosjon. Forsøket ble gjennomført kun en gang da en raskt kom til den konklusjonen at metoden var altfor arbeidskrevende i forhold til omfanget av gjengroingen.

5.2.2 Brenning på rot

Feltet som var blitt testet med «kakerydding» på frisk einer inngikk i et større felt som ble brent på rot i april 2005 (inkluderer vårt forsøksfelt C.). Brenning var utprøving av en metode som en fra før ikke hadde mye erfaring med. Baret brant godt, men ikke stammer og greiner. Restene av de brente plantene stod igjen som «greinskjeletter». Det ble derfor nødvendig med oppfølgende arbeid for å få fjernet restene. Dette ble gjort i 2007 på høsten. Det gjenstående av de brente einerne ble sagt av ved rota, dratt sammen og brent på anviste plasser. For transport til bål plassene ble brukt gravemaskin og til en viss grad «jernhest». Et ekstraarbeid som en ikke var forberedt på, var opprydding av mye søppel og tomflasker som kom for dagen. Dessuten førte den sterke varmen til at flaskene sprakk. Ut fra erfaringene med dette ene feltet konkluderte en med at brenning på rot ikke var en aktuell metode å gå videre med.

5.2.3 Rydding med minigraver med klo

Som alternativ metode til brenning ville en prøve ut en maskinell fremgangsmåte med bl.a. å dra opp hele planten (grønn busk) med rot, samle plantematerialet og brenne det på anviste plasser. Dette ble testet ut både på Jerkholmen og på Tromlingene senhøstes i 2007 ved bruk av en 2,8 tonns minigraver påmontert klo. Det ble brukt gravemaskin og til en viss grad «jernhest» til å dra sammen plantematerialet til bål plassene. Metoden ble videreført både på Tromlingene og Jerkholmen i 2009, men da med en noe større minigraver. I 2009 ble det ryddet 12 da på Tromlingene (inkludert vårt forsøksfelt A, se metodekapitlet). Kostnadene med rydding av einer etter denne metoden ble beregnet til kr. 11000 pr. daa, inkl. leie og kjøring av maskin og etterrydding.

5.2.4 Rydding med gravemaskin med klo

I 2010-2011 fortsatte ryddingen østover på Tromlingene etter samme metode som beskrevet over, men nå med tyngre utstyr. Det ble brukt to gravemaskiner, en på 8 tonn med klo for å dra opp plantene og en på 3,5 tonn til å bringe plantematerialet til de anviste bål plassene. Det ble ryddet ca. 26 daa i 2010-2011 (inklusive forsøksfelt B, se Metodekap .). Kostnadene ble beregnet til kr. 17000 pr. daa, alt inkludert.

6. Metodikk

Undersøkelsen består i analysering av vegetasjon i permanent merkede ruter samt vurdering av beitetrykk i aktuelle områder på Tromlingene og Jerkholmen. Før igangsetting av vegetasjonsundersøkelsene ble det gjennomført en befaring i aktuelle delområder (29.07.2011) og Arild Pfaff (SNO) redegjorde for bakgrunnen for ryddetiltakene på Tromlingene og Jerkholmen og hvordan tiltakene har vært gjennomført. På denne befaringen deltok også formann i Alve og Tromlingene grunneierlag Per Holt, grunneier Halfdan Madsen og Halvor Abusland.

Feltarbeidet ble utført 29.juni.2011 til 1.juli 2011 av Anders Often, Harald Bratli og Ellen Svalheim. Påfølgende år er feltarbeid utført av Harald Bratli og Ellen Svalheim perioden 12.juni til 14. juni i 2012 og 13.juni til 16. juni i 2013.

I tillegg til selve vegetasjonsanalysene er det årlig, 2011 t.o.m. 2013, foretatt vurderinger av beitetrykk. Dette er vurdert samtidig med vegetasjonsanalysene i siste del av juni, og i slutten av vekstsesongen.

6.1 Valg av overvåkingsfelt

Etter befaring på Tromlingene i slutten av juni, ble tre områder valgt for etablering av fastruter for overvåking. Overvåkingen ble konsentrert til Tromlingene av praktiske og ressursmessige hensyn. Det ble derfor ikke lagt ut tilsvarende ruter på Jerkholmen. Feltene ble valgt for å fange opp hovedmålsettingen med undersøkelsen: Å undersøke effekter på vegetasjonen av restaurering av einergjengrodd semi-naturlig eng med ulike ryddemetoder, og hvordan restaurerte arealer re-vegeteres på kort sikt.

Undersøkelse med permanente vegetasjonsruter som følges over flere år innen ulike restaureringsarealer anses som egnet for denne type formål. Det ble valgt ut tre felt som har vært ryddet til ulike tidspunkter og delvis med ulike metoder, se figur 4.

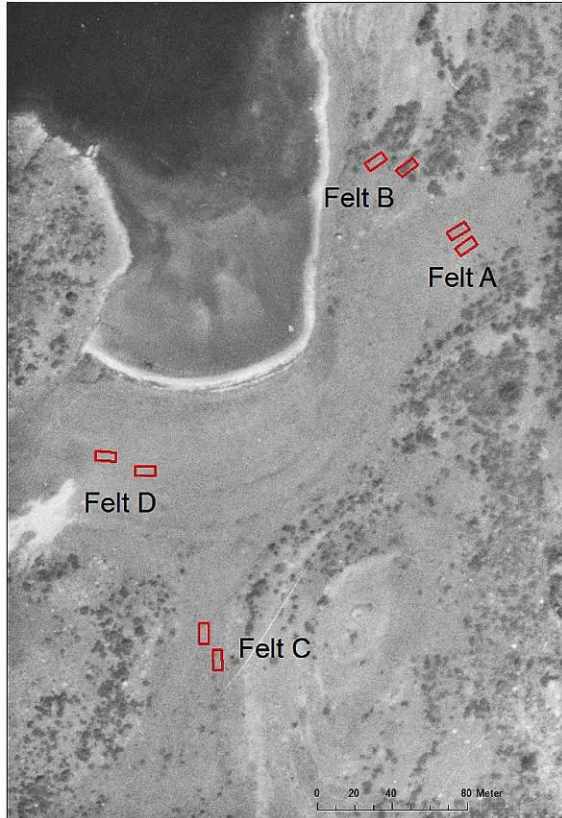
1. Felt A: Ryddet ved opprykking av einer i oktober - november 2009. Sandholdig jord.
2. Felt B: Ryddet ved opprykking av einer i november 2010. Grunnlendt mark.
3. Felt C: Delvis rydda med «kakestykke» metoden i 2001, brent i april 2005, rydda manuelt med motorsag i mai 2007 og videre våren 2008. Sandholdig jord. Denne metoden medfører minst opprotting av jord og vegetasjon, men er også mer kostbar.
4. Felt D: Referansefelt som ikke har vært gjengrodd, men har hatt åpen engvegetasjon.

Referansefeltet (felt D), på Melkevollen som ikke har vært gjengrodd med einer, men hele tiden har hatt åpen engvegetasjon, ble lagt ut og analysert kun i 2013. For nærmere beskrivelse av restaureringstiltakene som er gjennomført på de ulike plassene se kapittel om ryddemetoder og Pfaff (2007, 2009 og 2011).

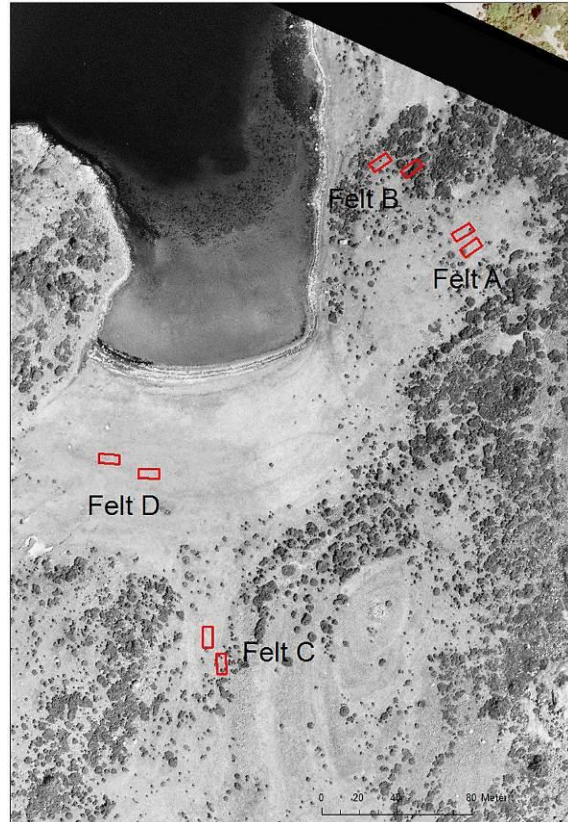
For å få et bilde av tilvekst av busk- og tresjikt over lang tid ble ortofoto fra 2003, 2008, 2011 og 2012 lastet ned fra Norge i bilder (www.norgeibilder.no). Svart-hvitt flybilder fra 1946 og 1969 fra Tromlingene og fra 1946 og 1975 fra Jerkholmen ble importert og georeferert ved hjelp av GIS-programmet ArcMap 10.1 (Anonym 2012).

Flybildene fra 1946 er i målestokk 1:20 000 og ble fotografert 10.07.1946. Flybildene fra 1969 er i målestokk 1:6 000 og disse ble tatt 20.05.1969. Flybildene fra 1975 var i

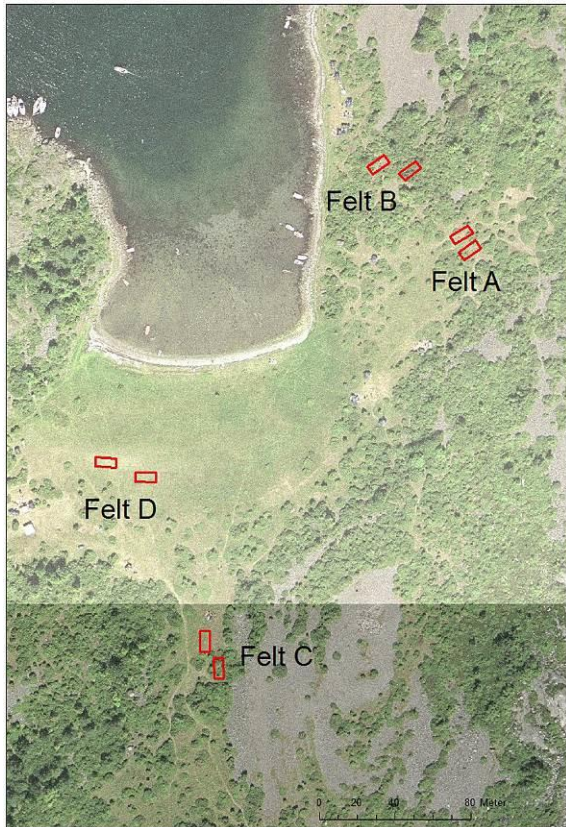
målestokk 1:6000 med fotodato 26.04.1975. Bildene fra 2003 ble tatt 15.07.2003 og hadde en oppløsning på 0.25 m, mens bildene fra 2008 ble tatt 31.05.2008 med oppløsning 0,2 m. Bildene fra 2011 ble tatt 24.04.2010 med oppløsning 0.08 m, mens bildene fra 2012 ble tatt 06.06.2012 med oppløsning 0,2 m. Plasseringen av feltene på flybilder fra de ulike tidspunktene er vist i figur 4 til 9.



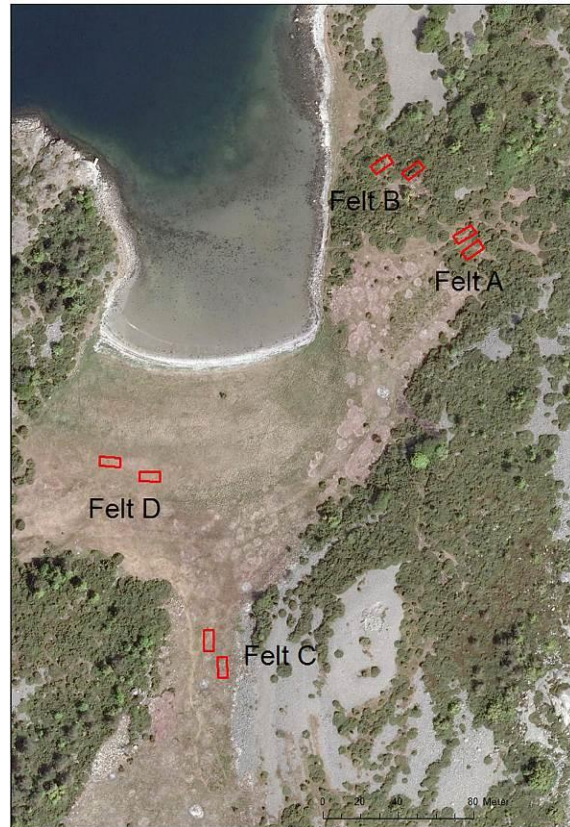
Figur 7. Flybilder fra 1946 med feltene innplassert.



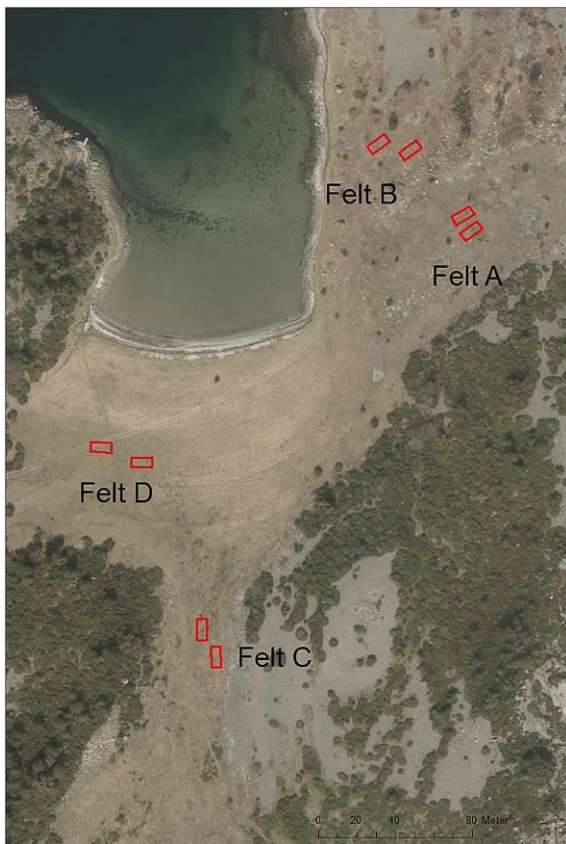
Figur 8. Flybilder fra 1969 med feltene innplassert.



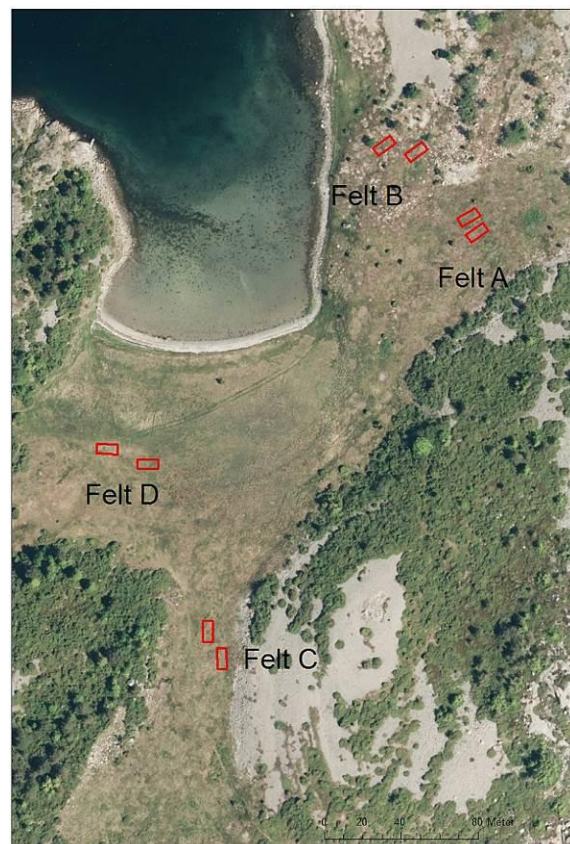
Figur 9. Flybilder fra 2003 med feltene innpassert.



Figur 10. Flybilder fra 2008 med feltene innpassert.



Figur 11. Flybilder fra 2011 med feltene innpassert.



Figur 12. Flybilder fra 2012 med feltene innpassert.

6.2 Plassering av vegetasjonsruter

I hvert felt, A-D, ble det lagt ut to storruter á 5 × 10 m, totalt 8 storruter. Storrutene ble plassert subjektivt, slik at de hadde rimelig sammenlignbar vegetasjon og økologiske forhold, var representative for restaureringen i det aktuelle området og var mest mulig upåvirket av andre faktorer som stier, etc. Innen hver storrute ble fem fastruter á 1m² plassert tilfeldig. Rutene ble permanent merket med aluminiumsrør slått ned i bakken i hvert hjørne. Hvert hjørne av storrutene ble også merket med underjordiske aluminiumsrør. I tillegg ble GPS-posisjoner tatt for hver rute og makrorute.

I 2011 ble totalt 30 fastruter á 1m² innen de tre feltene A-C etablert. De 10 referanserutene i felt D ble etablert i 2013.

6.3 Registrering av vegetasjon

Hver fastrute ble delt i 16 småruter og samtlige karplanter ble registrert med forekomst/fravær i hver smårute. Smårutefrekvens ble beregnet som antall småruter som hver art ble registrert i. Siden både gjengroing med einer og restaureringsmetodikken med opprykking av einer medfører redusert dekning av engvegetasjon, ble også prosent dekning av hver art i hver fastrute estimert. Det ble også notert prosent dekning av moser, lav og bar jord for hver rute. Registrering av vegetasjon med forekomst/fravær i småruter er en arbeidskrevende metode, men da metoden er mer uavhengig av observatører og vegetasjonens sesongutvikling er denne metoden anbefalt ved overvåking av vegetasjon. I tillegg ble alle karplantene innen hver av de åtte storrutene notert.

Navnsetting følger Artsdatabankens navneliste for karplanter (<http://www.artsdatabanken.no>). Følgende taksa ble slått sammen ved registrering i felt og analyse av data: *Poa pratensis* coll. inneholdt mest smårapp *Poa pratensis* ssp. *irrigua*, men kanskje også vanlig engrapp *Poa pratensis* ssp. *pratensis*. Hårsveve *Hieracium pilosella* inneholder også mattesveve *Hieracium peleteriana*.

6.4 Registrering og beregning av miljøvariabler

I hver rute ble følgende miljøvariabler målt:

Helning ble målt med klinometerkompass og angitt i grader (°; der 90° svarer til loddrett fall).

Eksposisjon ble målt med klinometerkompass, også i grader. Både helning og eksposisjon ble målt på steder som ble ansett representative for hele ruta.

Eksposisjonsgunstighet. Den gunstigste eksposisjonen for de fleste karplanter på våre breddegrader anses å være SSV retning (Heikkinen 1991), fordi skråninger som vender mot sola om ettermiddagen antas å få tilført mer varme enn ruter som vender mot sola om formiddagen. En eksposisjonsgunstighetsindeks Exp på en skala fra 0 (minst gunstig, 22,5°) til 180 (mest gunstig; $\alpha_m = 202,5^\circ$) ble beregnet ved bruk av formelen:

$$\text{Exp} = |180 - |\alpha_m - \alpha||$$

der α angir målt eksposisjon.

Ellenberg-indikatorertall (EIV) for karplanter (Ellenberg et al. 2001) ble benyttet til å beregne såkalte Ellenberg-indikatorverdier for lys, fuktighet, pH og nitrogen i hver rute. For hver rute ble det beregnet veiet gjennomsnitt av disse tallene med artenes mengde i rutene som vekter. Ellenberg-indikatorertall er tallverdier på en skala fra 1 til 9 (1-12 for fuktighet) som er tilordnet artene på grunnlag av felterfaring og tilgjengelige empiriske data. Ellenberg-systemet er utviklet for Mellom-Europa. Høye tallverdier indikerer preferanse for henholdsvis lyse, fuktige, basiske og nitrogenrike voksesteder. Indeksverdiene skal representere artenes økologiske optimum langs disse variablene under reelle forhold i felt (Ernst 1978). Siden artenes økologiske respons på de aktuelle miljøvariablene kan variere geografisk, har det vært reist kritikk mot bruk av indikatorertallene utenfor Mellom- Europa (Wamelink et al. 2002, Witte & von Asmuth 2003). Stor forsiktighet må derfor utvises ved bruk av indekser som er basert på indikatorertall i økologisk tolkning. Studier har likevel vist at Ellenberg-indeksverdiene kan gi nyttige indikasjoner på rutenes relasjoner til økologiske gradienter også i andre deler av Europa, f.eks. i Norge (f.eks. Bratli et al. 2006, Bratli & Halvorsen 2014). Det har vært hevdet at Ellenberg-indikatorertall for nitrogen snarere er et uttrykk for produktivitet enn for jordas innhold av N (Hill & Carey 1997).

6.5 Databehandling

Alle analyser er foretatt i programmet R versjon 2.14.0 (R Core Team 2014). Biblioteket *vegan* (Oksanen et al. 2013) ble brukt til alle multivariate analyser. Excel og R er brukt til grafiske framstillinger og ArcMap er brukt i framstilling av kart.

Antall arter for hver rute og gjennomsnittlig antall arter for hvert felt og hvert år ble beregnet. Tilsvarende ble gjennomsnittlig dekning av ulike sjikt beregnet for hvert felt i hvert år.

Forskjeller i gjennomsnittlig dekning av feltsjikt og barmark, samt artsantall mellom år og felt A til C ble undersøkt med en toveis variansanalyse (ANOVA). En toveis ANOVA estimerer effekten av to uavhengige faktorer (År, felt) på en avhengig faktor (dekninger og artsantall), samt interaksjonseffekten (om det er ulik trend i utviklingen av gjennomsnittlig dekning eller artsantall i de ulike feltene). Full modell med interaksjonsledd ble så testet mot forenklete modeller uten interaksjonsledd, og eventuelt med kun år eller kun felt som uavhengige faktorer, og den beste modellen ble til slutt valgt. En post-hoc Tukey test ble benyttet for å se på forskjeller mellom de enkelte årene og feltene. For å forbedre normalfordeling av residualer og redusere heteroscedastisitet ble alle dekningsvariablene arcsin-transformert i analysene. Artsantallet ble log-transformert.

For å undersøke forskjellene mellom gjennomsnittlig dekning av feltsjikt og barmark, samt artsantall mellom all felt inkludert referansefeltet (A-D) i 2013, ble en enveis variansanalyse med deknninger og artsantall som responsvariabler og felt som forklaringsfaktor benyttet.

Sammenhenger mellom vegetasjonssammensetning i rutene ble undersøkt ved hjelp av ordinasjonsmetoden Detrended Correspondence Analysis (DCA; Hill 1979, Hill & Gauch 1980). DCA ble utført ved hjelp av standardvalg i *Vegan* (Oksanen et al. 2013). For å undersøke om det var forskjell i vegetasjonssammensetning mellom ruter innen felt ble først en DCA-ordinasjon av samtlige ruter for året 2013 utført. En DCA-ordinasjon med

samtligte ruter i feltene A-C over alle år ble også utført for å undersøke rutenes relative forskyvning i løpet av de tre årene undersøkelsen foregikk.

Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ble beregnet for alle miljøvariabler, samt dekning av felt- og bunnsjikt og barmark og artsantall pr. rute. Korrelasjonsanalysen ble også utført mellom miljøvariablene og rutenes plassering langs DCA-ordinasjonsaksene. Analysen beskriver samvariasjonen mellom variablene og vegetasjonens sammensetning uttrykt som endring langs ordinasjonsaksene.



Figur 13. Fra felt A storrute 2 i 2011 sett mot syd. Gult målebånd avgrensner storruta. Her ble einer ryddet ved opprykking av i oktober - november 2009. Sandholdig jord. Foto: AO 29.06.11



Figur 14. Samme storrute i 2013, felt A storrute 2 sett mot nord. Foto: ES 14.06.2013.



Figur 15. Felt B storrute 3. Gult bånd markerer avgrensningen til storruta. Einer ble ryddet ved opprykking i november 2010. Grunnlendt mark. Områder der einer er rykket opp ses som felter med stein og jord i dagen innimellom vegetasjonsdekt mark. Foto AO 30.06.11.



Figur 16. Samme storrute i 2013, felt B storrute 3. Foto: ES 15.06.13



Figur 17. Felt C storrute 6. Gult bånd markerer storruta. Her ble einer rydda etter kakestykkemetoden i 2001, brent i april 2005 og rydda manuelt med motorsag i mai 2007 og videre våren 2008. Det er sandholdig jord. Foto: AO 01.07.11



Figur 18. Samme storrute i 2013, felt C storrute 6. Foto: ES 16.06.2013



Figur 19. Analysering av kontrollrutene på felt D på Melkevollen. Disse rutene ble lagt ut og analysert i midten av juni i 2013. Dette området har ikke vært gjengrodd med einer men har hele tiden hatt åpen engvegetasjon. Foto: ES 16.06.13.

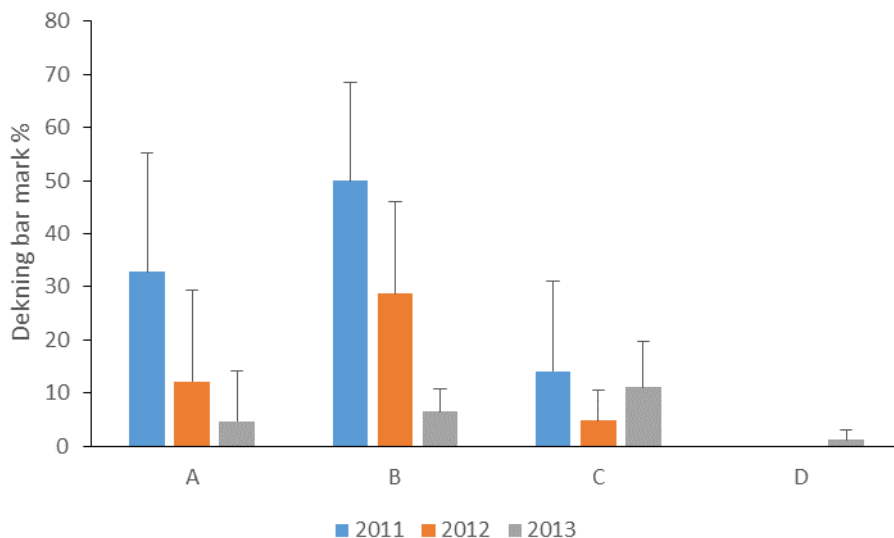
7. Resultater fra feltundersøkelsene

7.1 Vegetasjonsdekning og bar mark

Dekningen av bar mark (naken jord og sand, strø og steiner) var signifikant forskjellig mellom år og mellom felt (Figur 20, Tabell 1). Også interaksjonen mellom år og felt var signifikant. Det betyr at i tillegg til at dekingen var ulik mellom år og felt, så var det forskjell i hvordan deking vegetasjonsfri mark endret seg over tid mellom de ulike behandlingene (feltene).

Dekning vegetasjonsfri mark var signifikante større i 2011 enn i 2012 (Tukey HSD, $P < 0,001$) og 2013 (Tukey HSD, $P < 0,001$), mens det ikke var signifikant forskjell mellom 2012 og 2013. Dette betyr at endringene avtok over tid. Videre var dekingen vegetasjonsfri mark høyere i felt B enn i felt A (Tukey HSD, $P = 0,014$) og i felt C (Tukey HSD, $P < 0,001$), mens det ikke var signifikante forskjeller mellom felt A og C. Dekning bar mark etter einerrydding med opprykking i 2009 på grunnlendt mark (felt B) var altså høyere enn i felt med opprykking av einer i 2009 på dypere sandig jord (felt A), og på felt manuelt ryddet i 2007/08. Interaksjonen mellom felt og år viser at den største endringen over tid skjedde i felt B.

I 2013 var dekingen i feltene signifikant forskjellige (ANOVA, 0,031). Felt D hadde signifikant lavere deking bar mark enn felt C (Tukey HSD, $P = 0,019$), mens forskjellene mellom D og de andre feltene ikke var signifikant. Rutene i referansefeltet hadde altså lavere deking bar mark enn rutene som ble manuelt ryddet 2007/08.



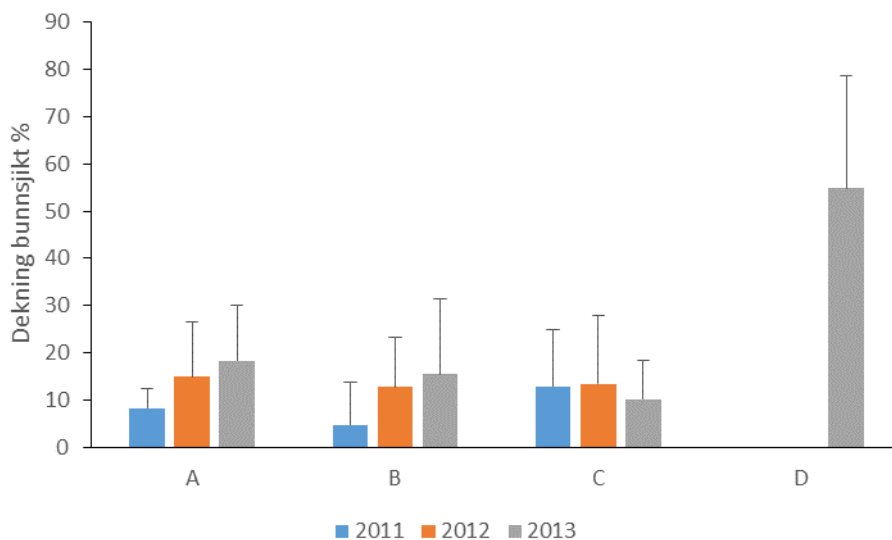
Figur 20. Gjennomsnittlig deking og standardavvik av bar mark for rutene i hvert felt (A-D) i årene 2011, 2012 og 2013.

Tabell 1. Resultater fra variansanalysen (ANOVA) med dekning bar mark som responsvariabel og År og Felt som hovedfaktorer, samt interaksjonen År × Felt.

| | Df | SS | MS | F | P |
|------------|----|-------|-------|--------|--------|
| År | 2 | 1.136 | 0.568 | 20.923 | <0,001 |
| Felt | 2 | 0.585 | 0.293 | 10.776 | <0,001 |
| År × Felt | 4 | 0.502 | 0.125 | 4.619 | 0.002 |
| Residualer | 81 | 2.199 | 0.027 | | |

7.2 Dekning i bunnsjikt (moser og lav)

Figur 21 antyder en tendens til økning i dekning i bunnsjiktet over år i felt A og B, men endringene var ikke signifikante. Analysene av alle felt i 2013 var imidlertid signifikant ($P < 0,001$). Dekningen i felt D var signifikant høyere enn både felt A, B og C (Tukey HSD, $P < 0,001$).



Figur 21. Gjennomsnittlig dekning og standardavvik av bunnsjikt (moser og lav) for rutene i hvert felt (A-D) i årene 2011, 2012 og 2013.

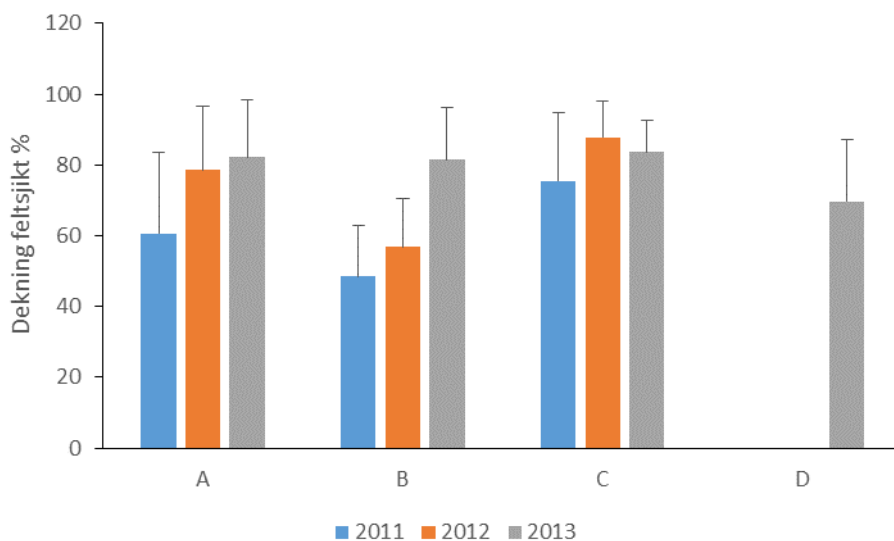
7.3 Dekningen i feltsjiktet (karplanter)

Dekningen i feltsjiktet (karplantesjiktet) var signifikant forskjellig mellom år og mellom felt (Figur 22, Tabell 2). Også interaksjonen mellom år og felt var signifikant. Det betyr, på samme måte som for dekning bar mark, at i tillegg til at dekningen var ulik mellom år og felt, så var det forskjell i hvordan dekning i feltsjiktet endret seg over tid mellom de ulike einerryddingene.

Dekning i feltsjiktet var signifikante lavere i 2011 enn i 2012 (Tukey HSD, $P = 0,005$) og 2013 (Tukey HSD, $P < 0,001$), mens det ikke var signifikant forskjell mellom 2012 og 2013. Videre var dekningen lavere i felt B enn i felt C (Tukey HSD, $P < 0,001$), og i felt A (Tukey HSD, $P = 0,022$), mens det ikke var signifikante forskjeller mellom felt A og B. Dekningen i

feltsjiktet økte altså i løpet av undersøkelsen, og det var økningen mellom de to første årene som var sterkest. Videre viser undersøkelsen at dekning i feltsjiktet på grunnlent mark ryddet ved opprykking av einer i 2010 var signifikant lavere enn ved manuell rydding og ved opprykking av einer i 2009.

I 2013 var det derimot ingen signifikante forskjeller i dekningen i feltsjiktet mellom alle felt inkludert referansefeltet.



Figur 22. Gjennomsnittlig dekning og standardavvik av feltsjikt for rutene i hvert felt (A-D) i årene 2011, 2012 og 2013.

Tabell 2. Resultater fra variansanalysen (ANOVA) med dekning feltsjikt som responsvariabel og År og Felt som hovedfaktorer, samt interaksjonen År × Felt.

| | Df | SS | MS | F | P |
|------------|----|-------|-------|--------|--------|
| År | 2 | 1,447 | 0,724 | 13,184 | <0,001 |
| Felt | 2 | 1,335 | 0,668 | 12,163 | <0,001 |
| År × Felt | 4 | 0,694 | 0,174 | 3,161 | 0,018 |
| Residualer | 81 | 4,445 | 0,055 | | |

7.4 Artsantall

Totalt ble det registrert 61 karplantearter i analyserutene i løpet av hele undersøkelsesperioden fra 2011 til 2013. Flest arter ble registrert i felt B når hele undersøkelsesperioden ses under ett, mens felt A og C hadde omtrent like mange, men færre arter enn felt B (Tabell 3). Felt D hadde færrest arter med 20 registrerte karplanter. Samlet for rutene fra 2011 til 2013 i hvert felt var det også en økning i det totale artsantallet for felt B og felt C, mens det totale artsantallet var høyest i 2012 for felt A.

Det var altså et høyere antall arter totalt i restaureringsfeltene enn i felt D, det feltet hvor det ikke har vært einergjengroing og hvor det følgelig ikke er foretatt einerfjerning. Ingen arter ble notert kun i felt D.

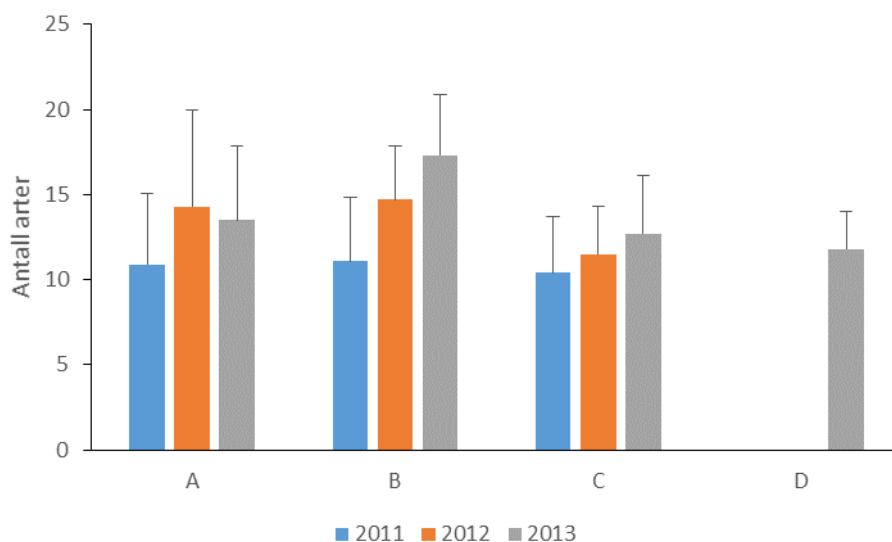
Tabell 3. Antall arter registrert i alle ruter i hvert felt for hvert av undersøkelsesårene 2011-2013. Sum felt er totalt antall arter registrert i hvert av feltene A-D i løpet hele undersøkelsesperioden. Sum år er summen av antall arter for alle felt registrert i henholdsvis 2011, 2012 og 2013.

| År | A | B | C | D | Sum år |
|-----------------|----|----|----|----|--------|
| 2011 | 28 | 36 | 29 | | 46 |
| 2012 | 36 | 41 | 30 | | 55 |
| 2013 | 33 | 44 | 32 | 20 | 53 |
| Sum felt | 38 | 52 | 36 | 20 | |

Gjennomsnittlig antall arter pr. felt var signifikant forskjellig mellom år og mellom felt (Figur 23, Tabell 4).

Artsantallet var signifikant lavere i 2011 enn i 2012 (Tukey HSD, $P < 0,010$) og 2013 (Tukey HSD, $P < 0,001$), mens det ikke var signifikant forskjell mellom 2012 og 2013. Videre var antallet høyere i felt B enn i felt C (Tukey HSD, $P = 0,020$), mens det ikke var signifikante forskjeller mellom felt A og felt B eller felt A og C.

Dette betyr altså at artsantallet økte over tid, men at det var liten økning mellom 2012 og 2013. Videre betyr det at artsantallet etter einerrydding med opprykking i 2010 på grunnlendt mark (felt B) var høyere enn i felt med manuell rydding i 2007/08. Interaksjonen mellom felt og år var ikke signifikant, slik at det ikke var noen indikasjon om at artsantallet over tid endret seg på forskjellig måte i de ulike feltene.



Figur 23. Gjennomsnittlig antall karplanter og standardavvik for rutene i hvert felt (A-D) i årene 2011, 2012 og 2013.

Tabell 4. Resultater fra variansanalysen (ANOVA) med artsantall som responsvariabel og År og Felt som hovedfaktorer.

| | Df | SS | MS | F | P |
|------------|----|--------|-------|-------|--------|
| År | 2 | 3.248 | 1.624 | 8.476 | <0,001 |
| Felt | 2 | 1.464 | 0.732 | 3.822 | 0.026 |
| Residualer | 85 | 16.285 | 0.192 | | |

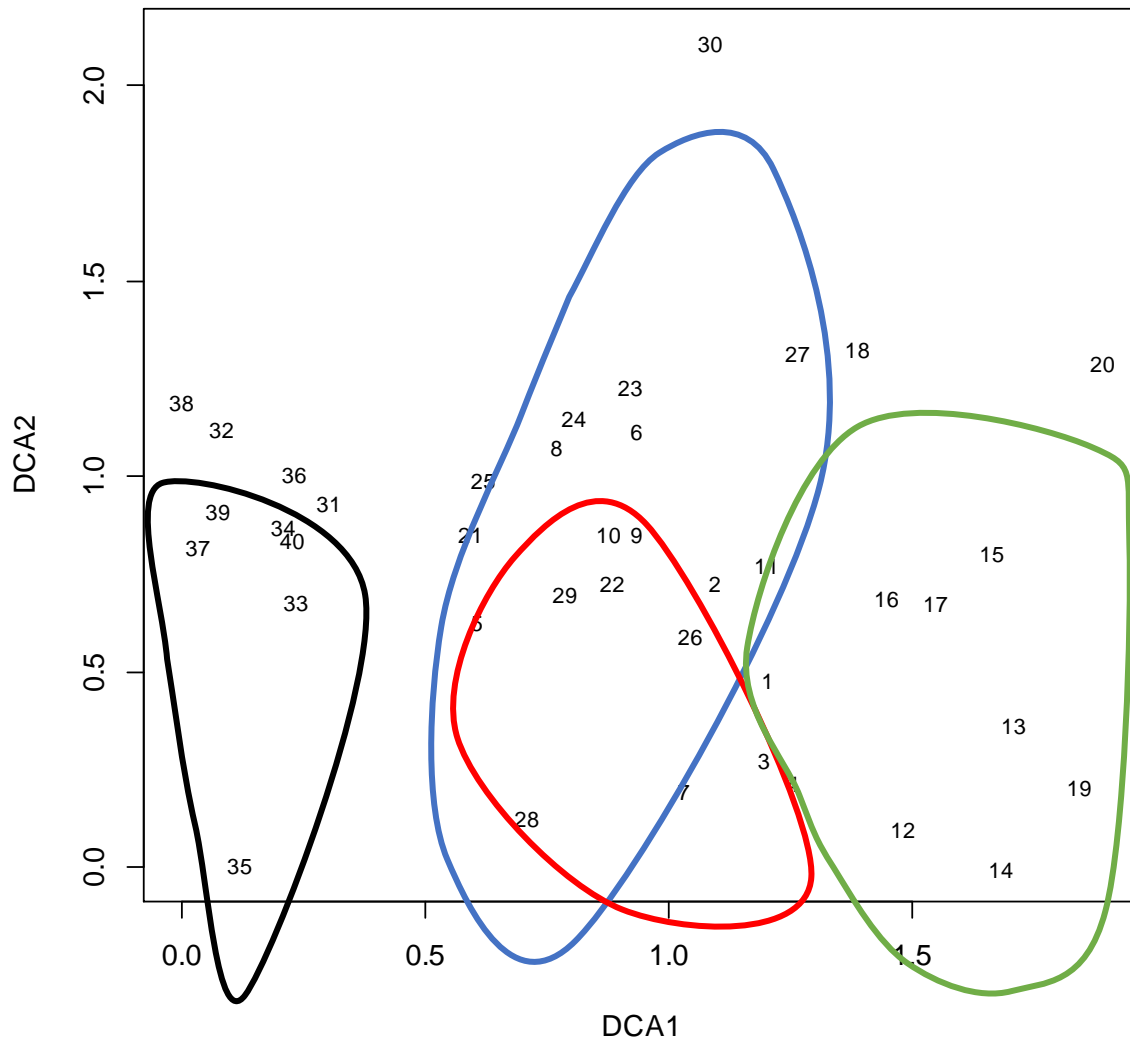
Enveis variansanalyse av alle felt i 2013 viste at gjennomsnittlig antall arter i feltene var signifikant forskjellige (ANOVA, 0,008). Felt B hadde høyere antall arter enn felt C (Tukey HSD, $P=0.031$) og felt D (Tukey HSD, $P=0.008$). Rutene i feltet som ble ryddet med eineroppyrking i 2010 hadde altså flere arter pr. rute i gjennomsnitt enn både referansefeltet og feltet med manuell rydding.

Til tross for at felt D totalt hadde vesentlig færre arter enn de øvrige feltene var ulikhetene i gjennomsnittlig artsantall mindre og kun signifikant forskjellig fra felt B.

7.5 Vegetasjonssammensetning

Ordinasjonsanalysen for alle ruter i 2013 viste at vegetasjonssammensetningen gjenspeilte rutenes fordeling i feltene (Figur 24). Rutene i felt D hadde de laveste verdiene langs den første ordinasjonsaksen, mens rutene i felt B hadde de høyeste verdiene. Rutene i felt A og C lå i midten og var mindre tydelig skilt langs denne aksen. Dette betyr altså at vegetasjonen i feltet som ble ryddet i 2010 på grunnlendt mark var mest forskjellig fra referansefeltet, mens vegetasjonene i feltet som ble ryddet i 2009 på sandig mark og feltet ryddet manuelt var i mellomstilling.

Langs førsteaksen avtok Ellenberg-indikatoren for lys, mens eksposisjonsgunstighet økte. Dekningen i bunnsjiktet (moser og lav) avtok, mens dekning bar mark økte. Langs andreaksen avtok Ellenbergindikatoren for pH og eksposisjonsgunstighet. Artsantallet økte langs førsteaksen, og avtok langs andreaksen. Hverken Ellenbergindikator for fuktighet eller nitrogen var signifikante.



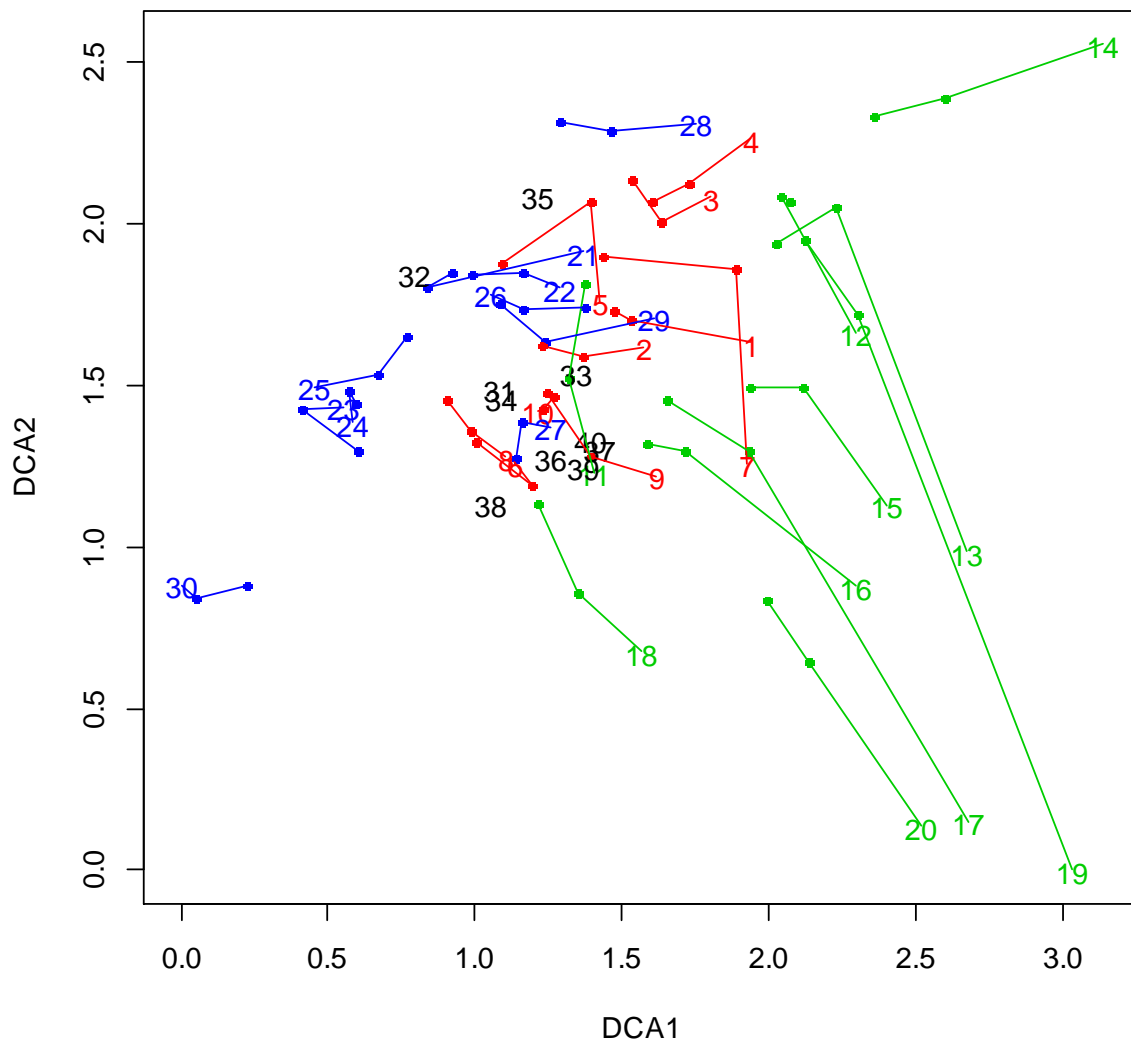
Figur 24. DCA-ordinasjonsdiagram for alle ruter i 2013. Ruter innenfor rød linje - felt A, grønn linje - felt B, blå linje - felt C, svart linje - felt D.

Tabell 5. Kendall's korrelasjonskoeffisient τ mellom DCA-akser og målte miljøvariabler. Fet skrift er statistisk signifikant på $P > 0,05$ -nivå.

| Variabel | DCA1 | | DCA2 | |
|-------------------|---------------|--------------|---------------|--------------|
| | τ | P | τ | P |
| EIV Lys | -0.296 | 0.007 | 0.163 | 0.139 |
| EIV Fuktighet | -0.085 | 0.451 | -0.064 | 0.570 |
| EIV pH | 0.105 | 0.348 | -0.500 | 0.000 |
| EIV Nitrogen | -0.009 | 0.935 | -0.091 | 0.408 |
| Eksposisjon | 0.301 | 0.007 | -0.229 | 0.039 |
| Helning | -0.098 | 0.403 | -0.048 | 0.685 |
| Dekning feltsjikt | 0.166 | 0.140 | 0.182 | 0.106 |
| Dekning bunnsjikt | -0.270 | 0.016 | -0.058 | 0.607 |
| Dekning bar mark | 0.275 | 0.016 | -0.170 | 0.138 |
| Artsantall | 0.332 | 0.003 | -0.489 | 0.000 |

rdinasjonsanalysen for alle ruter over alle år hadde en tydelig tungeeffekt ved at ruter med høye verdier på akse 1 var spredd ut langs akse 2 (Figur 25). Dette kan skyldes egenskaper ved metoden, ikke reelle forskjeller i vegetasjonen. En separat ordinasjon med en annen ordinasjonsmetode, GNMDS-ordinasjon (Global nonmetric multidimensional scaling), ble utført for å undersøke om fordelingen representerte reell forskjeller i vegetasjonen eller artefakter ved metoden (Økland 1990). Førsteaksene i både DCA- og GNMDS-ordinasjonen var sterkt korrelerte ($\tau = -0,675$, $P > 0,001$), mens andreaksene var dårligere korrelert ($\tau = 0,288$, $P > 0,001$). Førsteaksen representerte derfor reell vegetasjonsendring, mens det er usikkerhet med hensyn andreaksen.

Analysen viser at vegetasjonen fra alle felt som er ryddet for eier, over tid endret seg i retning referansefeltet. Sterkest forskyvning langs akse 1 framviste felt B. Endringene langs akse 2 kan altså skyldes metodiske forhold og bør derfor tillegges mindre vekt. Samtlige ruter ble forskjøvet nærmere hverandre i løpet av de tre årene med analyser, noe som indikerer at vegetasjonssammensetningen i feltene ble mer lik. Mest tydelig var dette i felt B, som er det feltet som sist ble ryddet for eier.



Figur 25. DCA-ordinasjon av ruter fra felt A-D i årene 2011 - 2013. Rutenummer er påført rutenes plassering i ordinasjonsdiagrammet for året 2011, mens rutenes plassering i 2012 og 2013 er markert med prikker. Rutenes forflytning i ordinasjonsdiagrammet fra 2011 til 2012 og 2013 er indikert med linjer mellom rutenummer (år 2011) og prikker (år 2012 og 2013). Felt A - røde tall og prikker, felt B - grønne tall og prikker, felt C - blå tall og prikker, felt D - svarte tall.

I

Tabell 6 vises antall ruter hver art forekommer i for hvert år og hvert felt, mens artenes dekning og frekvens med endringer mellom år er vist i vedlegg 1 og 2. Vanlige arter i alle felt er smyle, sauesvingel, engkvein, gulaks, småsyre, knegras, ryllik, gulmaure legeveronika, hvitkløver, vårstarr og sandstarr. Av disse hadde særlig ryllik, smyle, knegras, sauesvingel, markfrytle og hvitkløver høy dekning i referansefeltet. Andre arter som er verdt å merke seg i referansefeltet var blåklokke, som både forekommer med relativt høy dekning og frekvens i dette feltet, samt kystløvetann. Arter som forekommer med større mengde i referansefeltet var ryllik, strandnellik, blåklokke, knegras, hvitkløver og dels tiriltunge.

I einerrydddefeltene og især i felt B var det en del arter som hadde mer eller mindre tilfeldige opptredener eller fikk en oppblomstring for så å gå mer tilbake. Eksempler er spisslønn, vårskrinneblom, sandarve, småsmelle, rosettkarse, mjølke og vassarve. Noen av disse artene er typiske engarter som gjerne forekommer i lav mengde i tørr eller grunnlendt mark, som vårskrinneblom, sandarve og småsmelle. Flere var kortlevde pionerarter med god spredningsevne, som ofte begunstiges av mye bar mark. Arter som dvergsmyle tilhører samme kategori. Denne arten hadde høy dekning i noen ruter i felt B i 2012, for så å gå tilbake i 2013, samtidig som den da fantes med lav mengde i flere ruter. Småsyre og dels grasstjerneblom synes å ha hatt en oppblomstring tidlig etter restaurering. Mulige problemarter var trær og busker som einer, furu, rogn, morell og rose-arter, som alle forekommer i mange ruter, men med lav dekning. Eksempler på nitrofile arter var veitistel og stornesle. I tillegg ble den fremmede arten høstberberis notert i felt B. Felt C skiller seg fra de øvrige ved å ha høyere dekning lyngvekster. En art som har hatt en sterk økning i alle felt var smyle, som også forekom i referansefeltet, men med mye lavere dekning. Engkvein synes å ha gått en del fram i felt A og B. Finnskjegg synes å ha en viss økning i felt B og C. Positive innslag i felt B var butt kystløvetann, bakkeveronika, bitterbergknapp og bakkeforglemmegei, de to sistnevnte kun registrert i 2012. Einer fantes som småplanter i en høy andel ruter i feltene som var ryddet, men ikke i referansefeltet. Det var svake indikasjoner på at antall ruter med einer økte over tid i rydddefeltene (færrest antall ruter i felt B og flere ruter fra 2011 til 2013). Prosent dekning og smårutefrekvens av einer var også høyere i felt A og C enn i felt B, men det var generelt lav dekning og frekvens (vedlegg 1 og 2). Likevel antyder dette at småplanter med einer finnes mange steder i ryddete områder, og at småplanter med einer ikke beites spesielt godt av sau.

Tabell 6. Fordeling av arter på antall ruter i hvert felt for alle undersøkelsesår. Artene er sortert etter antall ruter de forekommer for alle felt og alle år.

| Latinsk navn | Norsk navn | A | | | B | | | C | | | D |
|------------------------------|-----------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2013 |
| <i>Avenella flexuosa</i> | Smyle | 8 | 9 | 10 | 9 | 10 | 10 | 9 | 10 | 10 | 10 |
| <i>Festuca ovina</i> | Sauesvingel | 10 | 10 | 10 | 8 | 10 | 10 | 8 | 9 | 10 | 10 |
| <i>Luzula campestris</i> | Markfrytle | 8 | 9 | 9 | 4 | 9 | 10 | 10 | 10 | 10 | 10 |
| <i>Rumex acetosella</i> | Småsyre | 9 | 10 | 9 | 10 | 10 | 10 | 6 | 6 | 7 | 10 |
| <i>Agrostis capillaris</i> | Engkvein | 8 | 10 | 10 | 5 | 9 | 9 | 4 | 9 | 10 | 10 |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | Gulaks | 5 | 7 | 7 | 2 | 7 | 4 | 5 | 7 | 9 | 9 |
| <i>Danthonia decumbens</i> | Knegras | 8 | 10 | 10 | 2 | 2 | 2 | 7 | 8 | 7 | 4 |
| <i>Rubus idaeus</i> | Bringebær | 3 | 5 | 5 | 5 | 8 | 9 | 4 | 5 | 3 | |
| <i>Juniperus communis</i> | Einer | 5 | 7 | 8 | 2 | 2 | 5 | 5 | 6 | 5 | |
| <i>Stellaria graminea</i> | Grasstjerneblom | 6 | 6 | 2 | 6 | 6 | 8 | 8 | 1 | | |
| <i>Carex arenaria</i> | Sandstarr | | 1 | 1 | 10 | 8 | 5 | | | 1 | 10 |

| Latinsk navn | Norsk navn | A | | | B | | | C | | | D |
|---------------------------------------|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2013 |
| <i>Cerastium fontanum</i> | Vanlig arve | 2 | 6 | 1 | 4 | 7 | 9 | 3 | 1 | 2 | |
| <i>Veronica officinalis</i> | Legeveronika | 2 | 2 | 4 | 1 | 2 | 1 | 6 | 5 | 7 | 4 |
| <i>Rosa sp.</i> | Rose | 2 | 5 | 6 | 3 | 7 | 6 | 1 | 1 | 2 | 1 |
| <i>Viola canina</i> | Engfiol | | 1 | 3 | 4 | 7 | 8 | 3 | 3 | 4 | |
| <i>Carex caryophylla</i> | Vårstarr | 8 | 7 | 8 | | | 1 | 1 | 1 | | 5 |
| <i>Nardus stricta</i> | Finnskjegg | 2 | 4 | 4 | 1 | 1 | 1 | 6 | 6 | 5 | |
| <i>Achillea millefolium</i> | Ryllik | 2 | 2 | 2 | 1 | 2 | 3 | 2 | 2 | 3 | 10 |
| <i>Carex pilulifera</i> | Bråtestarr | | 1 | 2 | 1 | 3 | 7 | 2 | 4 | 4 | 1 |
| <i>Poa pratensis ssp. subcaerulea</i> | Smårapp | 2 | 3 | 3 | 2 | 3 | 3 | 1 | 2 | 3 | |
| <i>Galium verum</i> | Gulmaure | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 3 | 2 | 2 | 3 | 6 |
| <i>Agrostis vinealis</i> | Bergkvein | | | | | | | 2 | 5 | 7 | 5 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Tiriltunge | 5 | 5 | 5 | | | | | 1 | | 2 |
| <i>Campanula rotundifolia</i> | Blåkklokke | 2 | 4 | 1 | 1 | 2 | 5 | | | | 2 |
| <i>Empetrum nigrum</i> | Krekling | 2 | 2 | 2 | 1 | 1 | 1 | 2 | 3 | 2 | |
| <i>Trifolium repens</i> | Hvitkløver | 2 | 3 | 3 | 1 | 1 | 2 | | | 2 | 1 |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | Blåbær | | | | 3 | 4 | 4 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Moehringia trinervia</i> | Maurarve | 2 | | | 7 | 2 | 1 | 1 | | | |
| <i>Armeria maritima</i> | Strandnellik | | | | | | | 1 | 2 | 1 | 7 |
| <i>Prunus avium</i> | Morell | 1 | 2 | 1 | 2 | | | 1 | 1 | 2 | |
| <i>Aira praecox</i> | Dvergsmyle | | 2 | | | 2 | 5 | | | 1 | |
| <i>Oxalis acetosella</i> | Gjøksyre | 1 | | | 3 | 2 | 4 | | | | |
| <i>Festuca rubra</i> | Rødsvingel | | | | | 1 | 3 | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Hieracium pilosella</i> | Hårsveve | | | | 1 | 2 | 2 | | 1 | 1 | |
| <i>Geranium robertianum</i> | Stankstorknebb | | | | 1 | 4 | 2 | | | | |
| <i>Berberis thunbergii</i> | Høstberberis | | | | 2 | 2 | 2 | | | | |
| <i>Pinus sylvestris</i> | Furu | | 1 | 1 | 2 | | 2 | | | | |
| <i>Taraxacum obliquum</i> | Butt kystløvetann | | | | | | 4 | | | | 1 |
| <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> | Ugrasløvetann | | 1 | 1 | | 1 | 2 | | | | |
| <i>Cirsium vulgare</i> | Veitistel | | 1 | 2 | | | | | | 1 | |
| <i>Mycelis muralis</i> | Skogsalat | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | |
| <i>Sagina procumbens</i> | Tunsmårarve | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | |
| <i>Urtica dioica</i> | Stornesle | 1 | 1 | 1 | | | 1 | | | | |
| <i>Calluna vulgaris</i> | Røssllyng | | | | | | | 1 | 1 | 1 | |
| <i>Carex hirta</i> | Lodnestarr | | 1 | | | | | | 1 | 1 | |
| <i>Melica nutans</i> | Hengeaks | | | | 1 | 1 | 1 | | | | |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | Rogn | | | | 1 | 1 | 1 | | | | |
| <i>Veronica arvensis</i> | Bakkeveronika | | | | | 1 | 2 | | | | |
| <i>Plantago lanceolata</i> | Smalkjempe | | | | | | | 1 | | 1 | |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | Rosettkarse | | | | 1 | 1 | | | | | |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | Sølvbunke | | | | 2 | | | | | | |
| <i>Ranunculus acris</i> | Engsoleie | | | | | 1 | 1 | | | | |
| <i>Carex nigra</i> | Slåttestarr | | 1 | 1 | | | | | | | |
| <i>Acer platanooides</i> | Spisslønn | | | | | | 1 | | | | |
| <i>Arabidopsis thaliana</i> | Vårskrinneblom | | | | | 1 | | | | | |

| Latinsk navn | Norsk navn | A | | | B | | | C | | | D |
|-------------------------------|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| | | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2013 |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | Sandarve | | | | | 1 | | | | | |
| <i>Atocion rupestre</i> | småsmelle | | | | | | | | | 1 | |
| <i>Myosotis ramosissima</i> | Bakkeforglemmegei | | | | | 1 | | | | | |
| <i>Sedum acre</i> | Bitterbergknapp | | | | | 1 | | | | | |
| <i>Stellaria media</i> | Vassarve | | | | 1 | | | | | | |
| <i>Epilobium</i> sp. | Mjølke | | | 1 | | | | | | | |

7.5.1 Jerkholmen

Jevnt over var det et middels beitepress på Jerkholmen i 2011, 2012 og 2013. Ved befaring på slutten av beitesesongen var det alle år jevnt over lav vegetasjonsmatte, og relativt lite organisk materiale så ut til å bli liggende over vinteren. Noe frøstengler av bl.a. rødsvingel, smyle og engkvein sto igjen, se Figur 27 og Figur 29.

Enkelte felter var imidlertid bedre nedbeitet enn andre. Spesielt var nedbeitingen god alle år i sjøsprøytonen, fra strandkanten til øvre flomål. Her beiter sauene helt snaut, og det er tydelig at beitet i denne sonen er attraktivt og smakfullt, se Figur 26. Også det økende antallet gjess beiter i denne sonen.



Figur 26. Beitet t.o.m. øvre flomål er tydeligvis smakfullt for sauene, for her er nedbeitingen meget god. Fra Jerkholmen 27.09.11, ES.

Videre var nedbeitingen god på arealer som i mindre grad hadde vært gjengrodd med einer, dvs der engvegetasjon var mer intakt, se Figur 27.



Figur 27. Område på Jerkholmen som har hatt mindre gjengroing med einer. Her er nedbeitingen god. Røde busker viser forekomst av høstberberis *Berberis thunbergii*. Foto ES 15.11.2013.

I områder der einertettheten var stor tidligere har en rekke planter som beitedyrene i større grad vraker etablert seg og nedbeitingen her er derfor dårligere, se Figur 29. I 2013 ble det i dette området observert en større andel av ubeita frøstengler med bl.a. gras sammenlignet med i 2011. Mer ubeita vegetasjon står igjen her siden sauene ikke beiter inntil eller inni forekomst av stikkende høstberberis og til dels bringebær, brennesle og tistler (åkertistel, veitistel). I 2013 ble det på Jerkholmen observert mer høstberberis sammenlignet med i 2011, og individene hadde et større omfang slik at nedbeitingen ble i større grad hindret, sammenlign Figur 28 og Figur 29.



Figur 28. Fra eineropprykkta felt på Jerkholmen i 2011. Småplanter av høstberberis ble observert, men de var små og gjorde lite av seg og nedbeitingen av gras og urter var generelt god mellom steinene. Åkertistel og brennesle står igjen. Foto ES 27.09.11.



Figur 29. Fra eineropprykkta område på Jerkholmen i 2013. En større andel av frøstengler med bl.a. gras står igjen siden sauene ikke beiter inntil eller inni forekomst av stikkende høstberberis og tistler. Høstberberis *Berberis thunbergii* ses nå som orangerøde småbusker. Foto ES 15.11.2013.

I følge grunneier Gunnar Sætra ble tistler regelmessig manuelt rydda på Jerkholmen tidligere (se kap. 5.1.2), berberis har han ikke noe minne om fantes på Jerkholmen tidligere.

Problemlanter:

Av tistler ble både åkertistel og veitistel registrert i forholdsvis store mengder i eineroppyrka felt øst for gravrøysa. Det samme gjaldt brennesle og bringebær. Disse artene beites ikke eller i liten grad av beitedyrene og dyrene unngår også å ferdes i områder med mye stikkete vegetasjon. Dette medfører lavere beitetrykk og raskere forfall med gjengroing.

Høstberberis: Det ble registrert veldig mange individer av høstberberis (*Berberis thunbergii*) på Jerkholmen i 2011, 2012 og 2013. Spesielt var de å finne på nyrødde områder, her var det stedvis rikelig med frøplanter og unge individer, se Figur 29.

Høstberberis var ved forrige rapport fra overvåkningsarbeidet (Svalheim et al. 2012) ikke risikovurdert ennå, men nå er den vurdert som SE-svært høy risiko på Artsdatabankens liste over fremmede arter (Gederaas et al 2012).

Høstberberis har ifølge kriteriedokumentasjonen hos Artsdatabanken god frøproduksjon og den spres effektiv med fugl over lange avstander, opptil flere km er observert. Den ble meget populær i hager på 1960-, 1970- og 1980-tallet og brukes også mye i grøntanlegg. Arten hadde litt tilfeldige spredninger ut fra hager fra 1967 og fram til 1980 da den regelrett eksploderte, med økning fra 7 til 100 dokumenterte forekomster i naturen på ett tiår. Siden har dette økt. I følge kriteriedokumentasjonen kan den fortrenge stedegne busker og i naturtyper uten kan den etablere et fremmed busksjikt.

7.5.2 Tromlingene

Beitetrykket har de tre årene beitevurderingen har blitt gjennomført, vært lavere på Tromlingene sammenlignet med Jerkholmen. Dette kan en se på mengden dødt gras som hoper seg opp for eksempel på strandengene og på Melkevollen. Av gras dominerer smyle *Avenella flexuosa* spesielt i nyrødde områder til eksempel på sletta ved felt A, se bl.a. Figur 13. Når smyle blomstrer og danner frøstengel avtar beiteverdien, og graset blir mindre interessant for beitedyrene. Generelt beiter dyrene i mindre grad på gras som blomstrer, og det at graset får anledning til å blomstre viser at beitetrykket er for dårlig. Hvis beitetrykket er såpass høyt at graset jevnlig beites, unngås blomstring og frøsetting.

Den samme grønne godt nedbeita stripa mellom vannet og øvre flomål er ikke så tydelig på Tromlingene slik den er på Jerkholmen. Spesielt gjelder dette i de sydligste delene, dvs. i naturreservatet (se Figur 30). I 2013 økte beitetrykket på Tromlingene og en så spesielt at vegetasjonen i flomålet ble bedre nedbeitet (se Figur 31). Mye tyder på at kun gåsebeiting ikke er tilstrekkelig for å holde flomålsonen åpen.



Figur 30. Strandeng på Tromlingene i 2011 er lite nedbeita sammenlignet med Jerkholmen (se Figur 26), og et tykt strølag med daugras hoper seg opp. Det er ingen grønn, godt nedbeita sone i mellom vannet og øvre flomål. Dette området hadde ellers mye gåsemøkk og blir tydeligvis beita av gjess, men dette er ikke tilstrekkelig for god nedbeiting. Foto ES 20.06.11.



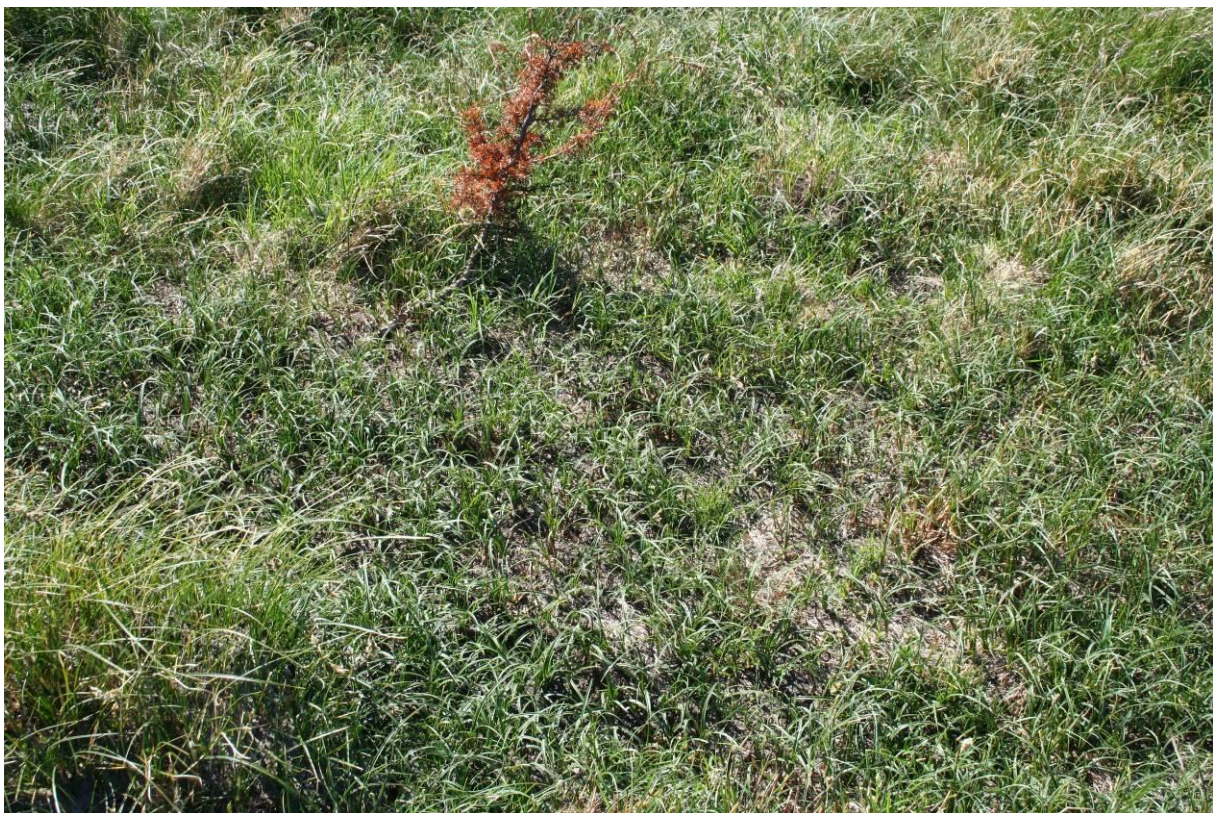
Figur 31. Strandeng på Tromlingene i 2013. Nå er nedbeitinga bedre etter høyere beitetrykk med sau. Foto ES 15.11.13.

Grunneier Per Holt sier sauene har sine faste runder som de følger med jevne intervaller. Han forteller at sauene også går over partier med rullestein i denne syklusen.

Et areal som tydelig var prega av forfall og lavt beitetrykk i 2011 var store deler av Melkevollen. Her er større felter med dominans av sandstarr og store tuer av rødsvingel. Det var oppmagasinert mye dødt plantemateriale som viser at nedbeitingen her har vært for lav i mange år. Innimellom sandstarr- og rødsvingeldominansen finnes mindre felter med urter med fjørekoll, engnellik, gåsemure, grisnestarr med mer. På de høyereliggende, tørrere vollene i bakkant av Melkevollen er derimot nedbeitingen bedre (ved kontrollfelt D). Her er det en relativt godt utvikla engvegetasjon.

I begynnelsen av mai i 2012 ble det gjennomført sviing av daugras på Melkevollen (se Kap 5.1.4). Sviingen ble gjennomført flekkvis og ca 1/3 av Melkevollen ble svidd av i tillegg et felt dominert av åkertistel. Bakgrunnen for sviingen var å bli kvitt en del daugras slik at nye skudd av bl.a. engplanter skulle ha lettere for å spire og utvikle seg. De nye spirene blir også mer proteinrike og smakelige for beitedyrene etter at en har brent, da sviingen frigir næringsstoffer i strølaget (Johansson et al. 1986).

Under feltarbeidet 13-16. juni i 2012 ble beitende sau observert i de brente områdene. Grunneier Per Holt sier at han flere ganger har observert dyrene beite her, og at det kan se ut som at dyrene foretrekker å beite i de svidde områdene, se Figur 34 og Figur 35. Det ble observert beitespor på unge planter av sandstarr i de svidde områdene, se Figur 33. Ved beitebefaring ett og et halvt år etter sviingen (i november 2013) var nedbeitingen god, eller bedre i de svidde sammenlignet med de ikke svidde områdene på Melkevollen (se se Figur 34 og Figur 35) med unntak av området med åkertistel se Figur 37.



Figur 32. Utsnitt av felt svidd 2.mai 2012 på Melkevollen. Til venstre ses en tue av sandstarr som har unngått flammene, mens ved siden av vokser unge sandstarrplanter fram gjennom asken. En ung einerplanter har dukket under av flammene. Foto ES 13.06.12.



Figur 33. Det ble observert beitespor på unge planter av sandstarr i de svidde områdene. Foto ES 13.06.12



Figur 34. Området som ble svidd i begynnelsen av mai 2012 på Melkevollen har relativt god nedbeiting midt i juni samme år. Brune småbusker av einer viser at mange einer døde som følge av sviingen. Foto ES 13.juni 2012.



Figur 35. Nedbeitingen i dette området på Melkevollen var god ved slutten av beitesesongen 2013. Det er få einer å se. Dette området ble svidd i 2012. Foto ES 15.11.13.



Figur 36. Dette området på Melkevollen ble ikke blitt svidd i 2012. Ved slutten av beitesesongen 2013 ligger mye daugras igjen og beitedyrene har i liten grad beite i området. Foto ES 15.11.13.

Problemlanter:

Einer: Under feltarbeidet med analysering av fastruter ble det alle årene observert spredte forekomster av frøplanter av einer i rutene. Videre ble det observert en del oppvekst av småeiner rundt omkring i de rydda områdene bl.a. på Melkevollen. Småeineren har etablert seg her etter at gjenåpningen ble gjennomført, enten ved å ha spirt fra frø eller muligens som skudd fra gamle røtter. Sviingen i mai 2012 på Melkevollen tok livet av en del småplanter av einer, da flere døde småeiner ble observert vekstsesongen 2012 der det var blitt svidd (se Figur 32).

Lite tyder på at frøplanter og småeiner på Tromlingene blir beitet. Forekomsten og fordelingen av observerte einerplanter i fastrutene i de ulike overvåkningsfeltene for alle undersøkelsesår (Tabell 7) er relativt stabil til økende, dvs at eineren ikke avtar som følge av beiting.

Åkertistel: På et felt nærmere stranda på Melkevollen er det et parti som fullstendig domineres av åkertistel, se Figur 37. Nedbeitingen inne i dette tistelfeltet er dårlig, og mye tyder på at dyrene også på Tromlingene i mindre grad foretrekker å beite rundt stikkende tistler, jfr Jerkholmen. I mai 2012 ble det gjennomført sviing på deler av tistelfeltet. Ved beitebefaring i november 2013 var det fortsatt sterk dominans av åkertistel i dette området, se figur. Åkertistel er en nitrofil art som begunstiges ved økt næringstilførsel. Sviing av daugras og strø frigir næringsstoffer og kan således gi en nitrofil art som åkertistel et konkurransefortrinn.

Høstberberis: Det ble også registrert høstberberis på Tromlingene, innen overvåkningsfelt B. Hovedinntrykket er likevel at arten foreløpig finnes med kun sparsomme forekomster på øya.



Figur 37. På Melkevollen domineres et felt med åkertistel. Deler av dette feltet ble svidd av 2.mai i 2012. Ved befaring i slutten av beitesesongen året etter sviing viste det seg at sviingen ikke hadde redusert åkertistelen, og heller ikke ført til økt beiting i dette området. Foto ES 15.11.13.

8. Diskusjon og anbefalinger

8.1 Vegetasjonens respons på ulike metoder for fjerning av eier

I de følgende underkapitler diskuteres resultater av overvåkingsstudiene og ut fra disse gis konkrete anbefalinger sett i forhold til Forvaltningsplan 2012 - 2021. Først en gjennomgang av hva som kjennetegner vegetasjonen på Tromlingene.

8.1.1 Vegetasjonen på Tromlingene

For å skaffe et overblikk over vegetasjonen og gjengroingstilstanden, og å velge ut egnede områder for etablering av overvåkingsområder ble nordre del av Tromlingene og Jerkholmen grovkartlagt med hensyn til karplanter og naturtyper etter Naturtyper i Norge (NiN, se også Halvorsen et al. 2009) under feltbefaringen i juni 2011. Dette er tidligere beskrevet i Svalheim et al. (2012), og omtales bare kort her.

Kystnær grus- og steinmark (T12) i ulike utforminger dominerer på Tromlingene. Oppstikkende knauser består av nakent berg (T20), kun fattig bergknaus -utforming ble notert. Nedre del av knausene er saltvannspåvirket og er av typen strandberg (S5). I mosaikk med nakent berg og grus- og steinmark finnes mindre partier med åpen grunnlendt naturmark i lavlandet, kalkfattig utforming også kartlagt. På innsiden av øya og spredt som småflekker på yttersiden finnes strandeng og strandsump (S7), vesentlig salteng i smale soner langs stranda. På det smale eidet mellom den nordre og søndre øya er det en mektig driftvoll (S3). Yttersiden preges av stein- grus og sandstrand (S6), vesentlig steinforstrand. Ved Melkevollen på innersiden er det en smal sone med sandstrand som går over i sandig strandeng dominert av sandstarr *Carex arenaria*.

Semi-naturlig eng finnes på den mer beskyttede innsiden av øya spesielt på Melkevollen og videre øst og vest for denne, men engvegetasjonen er generelt kulturpåvirket over hele øya. De åpne naturtypene glir over i hverandre og inngår i småskalamosaikk både på Jerkholmen og Tromlingene. Engvegetasjonen finnes generelt på mark med tykkere jordsmonn, men går gradvis over i åpen kystnær grus- og steinmark og strandeng.

Engvegetasjonen i undersøkelsesområdet på Tromlingene kan karakteriseres som tørr og næringsfattig kysttype på veldrenert, sandig jord. I forhold til Naturtyper i Norge (NiN, se Halvorsen et al. 2009) vil typen trolig falle inn under en kalkfattig, frisk, ekstensivt drevet semi-naturlig eng på veldrenert mark. Den er utviklet på veldrenert israndavsetning bestående av mye sand, grus og stein. Berggrunnen består av sure bergarter, og jordsmonnet er næringsfattig og kalkfattig, med unntak av lokal påvirkning fra skjellsand. Engene er trolig aldri drevet intensivt med tilførsel av gjødsel, men har utviklet seg naturlig fra stedege arter i samspill med beitende dyr og rydding av busker.

Næringsfattige forhold vises også gjennom Ellenbergindikator for nitrogen som har verdier mellom 1,5 og 4, og et gjennomsnitt på 2,5, på en skala fra 1 og 9. Tilsvarende viser Ellenbergindikatoren for baserikhet (pH) at engene er kalkfattige, med verdier mellom 1,5 og 4 og et gjennomsnitt på 2,8, også her på en skala fra 1 til 9. Ellenbergindikatoren for fuktighet hadde en gjennomsnittsverdi på 1,9, med verdier mellom 0,6 og 3,3, her på en skal mellom 1 og 12.

Engtypen på Tromlingene karakteriseres derfor av arter som vokser på næringsfattig og tørr og kalkfattig mark. Arter som karakteriserer enga er ryllik *Achillea millefolium*, engkvein *Agrostis capillaris*, gulaks *Anthoxanthum odoratum*, vårskrinneblom *Arabidopsis thaliana*, sandarve *Arenaria serpyllifolia*, smyle *Avenella flexuosa*, blåklokke *Campanula rotundifolia*, sandstarr *Carex arenaria*, vårstarr *C. caryophylla*, bråtestarr *C. pilulifera*, knegras *Danthonia decumbens*, sauesvingel *Festuca ovina*, rødsvingel *F. rubra*, gulmaure *Galium verum*, hårsveve *Hieracium pilosella*, tiriltunge *Lotus corniculatus*, markfrytle *Luzula campestris*, smalkjempe *Plantago lanceolata*, bakkeforglemmegei *Myosotis ramosissima*, finnskjegg *Nardus stricta*, smårapp *Poa pratensis* ssp. *subcaerulea*, engsoleie *Ranunculus acris*, småsyre *Rumex acetosella*, butt kystløvetann *Taraxacum obliquum*, hvitkløver *Trifolium repens*, bakkeveronika *Veronica arvensis*, legeveronika *V. officinalis* og engfiol *Viola canina*. Flere av disse forekommer bare spredt.

Kysttilhørighet vises gjennom arter som butt kystløvetann, dvergsmyle *Aira praecox*, vårstarr og sandstarr, dels også arter som knegras og lodnestarr *Carex hirta*. Spredte forekomster av strandnellik *Arenaria maritima* viser at engene også er påvirket av nærheten til havet. I sterk storm er nok store deler av øya påvirket av sjøsprøyt. Det maritime innslaget vises også ved frekvent innslag av sandstarr, en art som er typisk for sandstrener og sanddyner.

Den mest spesielle arten som ble funnet i rutene på Tromlingene var nok butt kystløvetann. Denne arten er sterkt kysttilknyttet, med spredte funn fra Indre Oslofjord til Sunnhordaland. Også vårstarr er en forholdsvis uvanlig sørøstlig art med spredte funn på Agderkysten. Like utenfor felt D ble for øvrig marinøkkel funnet i 2013. Arten opptrer spredt på kysten av Agder, med få funn de siste årene. I Artskart (www.artskart.no) foreligger to funn fra Tromøya, sist sett ved Alvekilen i 1964. Den er også notert fra Jerkholmen i 1926.

Fra tidligere er også arter som jordbærkløver *Trifolium fragiferum* (EN), dverglin *Radiola lionoides* (EN), dverggylden *Centaurea pulchellum* (VU) og smånesle *Urtica urens* (VU) notert på øya.

Ved Melkevollen på Tromlingene ble et stort bestand med åkertistel *Cirsium arvense* observert. Dette er en uønsket art som bør fjernes. Åkertistel er en av verdens mest brysomme og hardnakkede ugras (Tiley 2010). Arten er en opportunist og spres med lett med frø til nye steder, der den best etableres i forstyrrede habitater med bar jord. Artens suksess henger sammen med at den har et vidtrekkende og dypt rotsystem som medfører vegetativ spredning og overlevelse og som gjør den vanskelig å bekjempe. Nye skudd kan dannes fra adventivknopper hvor som helst langs røttene, selv etter at disse er avkuttet og kastet. Forsøk på bekjempelse av arten har ofte tatt utgangspunkt i tidspunktet da plantas karbohydratreserver er lavest, dvs. rett før blomstring (Tiley 2010). Effektiv kontroll krever oppfølging over flere sesonger. Studier har vist at arten kan begunstiges av klimaendringer med økende temperatur. Høstberberiss ble notert både på Tromlingene og Jerkholmen. Engvegetasjonen på Jerkholmen er ikke undersøkt i detalj, men har store likhetstrekk med engene på Tromlingene. Den er utviklet på samme israndavsetning med tilsvarende økologiske forhold og beitebrukshistorie. Her dekker kulturmarkseng store sammenhengende arealer, især på vestsiden av øya som vender inn mot land. Stein- og grusstrand strekker seg sammenhengende på yttersiden. Den går gradvis over i kystnær grus- og steinmark, både åpen og krattbevokst utforming. Strandenger og nakent berg dekker mindre arealer. På Jerkholmen ble arter som småsmelle *Atocion rupestre*, sandarve *Arenaria serpyllifolia*, knoppurt *Centaurea jacea*, gulmaure *Galium verum*, prestekrage *Leucanthemum vulgare*, tiriltunge *Lotus corniculatus*, gjeldkarve *Pimpinella saxifraga*, smalkjempe *Plantago lanceolata*, tepperot *Potentilla erecta*, småsyre *Rumex acetosella*, bitterbergknapp *Sedum acre* og engfiol *Viola canina* observert. Av gras var blant annet engkvein *Agrostis capillaris*, søvbunke *Deschampsia cespitosa* og sauesvingel *Festuca ovina*

vanlige. Av mer interessante funn kan nevnes engnellikk *Dianthus deltooides* og vill-lin *Linum catharticum*. Einerkratt var stedvis dominerende på yttersiden sammen med slåpetornkratt *Prunus spinosa*.

8.1.2 Resultater av vegetasjonsanalysene.

Analysene viser at det er forskjeller i vegetasjonssammensetning, artsantall og vegetasjonsdekning mellom feltene med einer fjernet på ulikt vis. Dette kan ha sin årsak i flere forhold. Selv om vi valgte felt med mest mulig sammenlignbar vegetasjon er de økologiske forholdene i feltene noe forskjellige og dette vil i noen grad kunne gjenspeiles i engvegetasjonen.

Antagelig har felt A og B et noe grunnere jordsmonn enn felt C og D, men det var generelt liten forskjell i Ellenbergindikatorer mellom feltene. Verdier var lave for pH, N og fuktighet, men høye for lys, det vil si engvegetasjonen karakterisert av lysåpne, tørre, næringsfattige og sure forhold. Det var litt forskjell i eksposisjon, men siden alle analyserutene lå nokså flatt og i åpent lende, har dette neppe stor betydning.

Tid siden restaureringen ble utført spiller også inn. Analysene viser at det var større endringer i artsantall mellom 2011 og 2012 enn mellom 2012 og 2013. Videre var dekningsgraden i feltsjiktet lavere i 2011 enn i 2012 og 2013, mens det ikke var signifikant forskjell mellom 2012 og 2013. Vi finner at dekningsgraden bar mark avtar mest det første året av undersøkelsen og at feltene som er restaurert over tid får en likere andel dekningsgrad bar mark. Parallelt med reduksjon i dekningsgrad bar mark viser undersøkelsen at dekningsgraden i feltsjiktet øker. Dekningsgraden i feltsjiktet var lavere i felt B enn i felt C og i felt A, mens det ikke var signifikante forskjeller mellom felt A og C. I de to relativt nylig ryddete feltene fant vi også en økende tendens i dekningsgrad med moser. Dette gjenspeiler et tradisjonelt suksesjonsforløp fra naken jord via moser og lav til karplanter, der pionerarter kommer inn først.

Tid siden einerfjerning spiller en rolle siden restaureringen medfører blottlagt jord og vegetasjonen trenger tid til å reetableres. Blottlegging skjer ved selve opprykningen. Dessuten vil det under et tett einersjikt være dårlige vekstforhold for lyskrevende engvegetasjon (Bratli & Halvorsen 2014). Siden felt C ble ryddet ett til to år før felt A som igjen ble ryddet ett år før felt B, har vegetasjonen hatt lengre tid til reetablering i felt C og i noen grad felt A.

Selve restaureringsmetoden med opprykking av einer eller manuell fjerning med klipping av stammer like over bakken vil også spille inn da sistnevnte metode ikke påvirker selve jordsmonnet nevneverdig, mens opprykking medfører at røtter og jord følger med opp og det blir større sår i vegetasjonsdekket og omrøring av mineraljord, grus, stein og humus. Felt C har derfor fått en mer skånsom behandling med mindre forstyrrelse av jordsmonnet. Dette skaper store flater med blottlagt jord åpen for etablering av både naturlig engvegetasjon og uønsket ruderalvegetasjon. Arter som man bør være oppmerksom på er særlig større, konkurransesterke arter som har mulighet til å fortrenge naturlig vegetasjon, slik som brennelse, tistelarter og enkelte busker og trær. I tillegg kommer at jordsmonnet generelt er tynt især på ryggene slik at inngrep som reduserer jordsmonnet ikke er gunstig. En viss næringstilførsel vil kunne skje fra råtnende røtter ved einerklipping i motsetning til ved opprykking der en del røtter også følger med, men neppe i stort omfang. Et tilleggsmoment er at eineropprykking også i noen grad medfører forstyrrelse av de kvartærgeologiske formasjonene, som er en av hovedgrunnene til at øyene er vernet.

Artsantallet var høyest i feltet som sist ble ryddet (i 2010) og som lå på ryggen nord for Melkevollen på grunnlendt mark. Dette var samtidig det feltet som hadde størst dekning bar mark i starten av undersøkelsen. Her var det mye bar jord åpen for kolonisering av arter både med frø og ved vegetativ vekst inn fra sidene.

Vi finner flere arter totalt i feltene med eineroppyrking enn i referansefeltet, mens det i gjennomsnitt kun var felt B som hadde flere arter pr. rute enn felt D og felt C. Vi har ikke gjentak over flere år i referansefeltet, slik at vi ikke kan si noe om vegetasjonsdynamikk i felt upåvirket av einer. Trolig er det også en viss naturlig dynamikk i etablert engvegetasjon, i hvert fall på liten skala, men dette er forhold som er lite undersøkt her i landet. Vi ser en større vegetasjonsutskifting i felt B ved at en del arter opptrer mer tilfeldig i et fåtall ruter og med lav dekning i et år. Dette er arter som dvergsmyle, vassarve, vanlig arve og mjølke-arter som begunstiges av forstyringer, ofte kortlevde og med god frøproduksjon. Slike arter vil begunstiges av større arealer blottlagt jord etter opppyrking av einer. Felt B er også det feltet som har høyest dekning bar mark særlig i 2011 og 2012. Dette bidrar til å forklare det høye artsantallet i felt B. I dette tilfellet er høyt artsantall altså ikke et mål i seg selv, da tilskuddet kan komme fra arter man ikke ønsker.

Andre arter som vil kunne utnytte åpen jord er stornesle, tistelarter og høstberberis. Typisk er også at en del busker og trær kan etablere småplanter. I feltene var det en del småplanter med roser, einer, furu, spisslønn og morell. Flere av disse er fuglespredde. Arter som bør følges nøye er i første omgang tistler, stornesle, bringebær og høstberberis, samt selvfølgelig einer og andre busker og trær.

Einer har kortlevd frøbank (Thomas et al. 2007). Frøspredningen i enga er derfor viktig for gjengroingsforløpet i åpen eng etter restaurering. Fuglespredning er ansett som den viktigste spredningsmåten for einer (Thomas et al. 2007), men spredning med sau (i pelsen), og med vind over snø er også nevnt som mulige spredningsmåter (Rosén 1988). Fordi fuglene foretrekker å oppholde seg i trekroner eller i busker framfor på bakken i åpen eng, havner mange frø under eller i nærheten av trær eller busker (Kollmann & Poschlod 1997) og einerframrykningen skjer derfor ofte ved utvidelse av etablerte kratt (Bratli & Halvorsen 2014).

Einer er en lyskrevende og tørketålende art. Grubb et al. (1996) fant at veksten hos frøplanter av einer økte med økende lystilgang, mens næringstilgangen hadde mindre betydning. Einer tåler også tørre voksesteder godt (Thomas et al. 2007) og den har derfor gode livsvilkår på øyene. Einer er lite attraktiv som beiteplante, men spesielt i perioder når det er lite tilgang på annet fôr, kan sauer beite småplanter av einer i et omfang som påvirker dødeligheten (Fitter & Jennings 1975, Thomas et al. 2007). Dette er neppe tilfelle på Tromlingene under dagens beitetrykk, men kan ha spilt en rolle tidligere. At sauebeiting kan redusere einerdekningen er også hevdet av (McGowan et al. 1998).

Samlet sett ser vi en utvikling i vegetasjonen i alle felt i riktig retning og det er få holdepunkter i vegetasjonsanalysene for å trekke slutninger om den ene metoden framfor noen annen. Vår undersøkelse er imidlertid over et relativt kort tidsspenn i forhold til suksesjonsforhold i vegetasjon dominert av flerårige vekster, slik at ideelt sett bør vegetasjonen følges over lengre tid, kanskje med lengre intervaller mellom hver analyse. Vi kan ikke se bort fra at uønskede arter vil slå seg opp kanskje særlig i felt B, mens felt C er mer stabilt. Trekket inntrykk fra vegetasjonen utenom rutene med i vurderingene forsterkes dette inntrykket ved at særlig Jerkholmen, men også flere arealer på Tromlingene har relativt tydelige innslag av uønskede arter som høstberberis, tistler og andre ruderatarter.

8.1.3 Metodekritikk/forbehold

Da vi ikke har data for dekning bar mark rett etter at ryddingen ble foretatt kan vi ikke si sikkert om en av de ulike behandlingene skaper større andel vegetasjonsfri mark enn de øvrige. Dette avhenger også av tettheten av einer før ryddingen, siden denne påvirker vegetasjonsdekningen i feltsjikt og bar mark. Ved en eventuell grundigere undersøkelse av einerrydding bør derfor førtilstand inngå, sammen med undersøkelse av dekningsforhold de påfølgende år. Undersøkelser av suksesjonsforløp bør også pågå over lengre tidsrom enn tre år.

8.1.4 Konklusjon vegetasjonsutvikling

- Vegetasjonen i alle feltene hvor einer har blitt fjernet endrer seg i retning vegetasjonen i kontrollfeltet, dvs semi-naturlig engvegetasjon
- Vegetasjonsendringene er størst i tidlig suksesjonsfase. Vegetasjonsfri mark avtar gradvis og vegetasjonen gjennomgår suksesjonsstadier med økning av dekning moser og karplanter. Dekning bar mark er relativt lik i alle felt i 2013.
- En del uønskede arter opptrer i vegetasjonsrutene, men det trengs mer tid til å vurdere i hvilken grad disse blir problemarter som fortrenger stedegne arter eller om naturlig engvegetasjon fortrenger disse ettersom engvegetasjonen lukkes.
- Eineroppyrking gir trolig mer areal blottlagt mark som gir potensial for oppvekst av uønska arter (dvs ikke kulturavhengige semi-naturlige arter). Utenom vegetasjonsrutene er det observert uønskede arter både på Tromlingene og spesielt på Jerkholmen der det synes å være en økning av blant annet høstberberis. Uønska arter vil, kunne etableres med varige populasjoner og i verste fall hindre utvikling av engvegetasjonen og det synes som om dette er i ferd med å skje i det minste på Jerkholmen og stedvis på Tromlingene.

8.1.5 Anbefalinger

- Generelt anbefales det manuell fjerning av einer framfor opprykking med minigraver. Det anbefales bruk av kraftig ryddesaks supplert med sag etter behov.
 - Hvis likevel eineroppyrking benyttes bør det fortrinnsvis skje på arealer med noe jorddybde.
 - Raskere fjerning av einer ved opprykking kan komme til å kreve mer etterarbeid med fjerning av problemarter. For enkelte problemarter som høstberberis er arbeidet svært tidkrevende og pr nå usikkert om en vil lykkes med å fjerne arten. Skal eineroppyrking som metode benyttes, må det samtidig settes av tilstrekkelig med tid og ressurser til fjerning av nitrofile og uønska arter slik som tistler, brennesle, småeiner, høstberberis mm. Dette må gjentas årlig til disse artene ikke lenger anses å utgjøre noen trussel. Noe tid til fjerning må trolig påregnes også ved manuell rydding.
- Opprykking av einer på grunnlendte rullesteinsrygger må ikke skje, både av hensyn til jordsmonnsdannelsen og endringer i kvartærgeologien. Manuell rydding vil ikke innvirke på de kvartærgeologiske formasjonene, i motsetning til eineroppyrking.
- Rydding av gjengrodd mark bør fortrinnsvis skje der dyrene ferdes (i forbindelse med de faste rutene som dyrene tar). Dette for å sikre at beitedyrene i ettertid vil beite der det er ryddet.
- All kvist og organisk materiale fra ryddingen må ikke bli liggende, men fjernes. Faste bålplasser kan benyttes til brenning av kvist.

- Gradvis gjenåpning anbefales framfor å rydde store arealer på kort tid, da dette gir mindre areal med blottlagt jord.
- Ved rydding av busker bør en være bevisst på hvilke arter som kan fjernes og hvilke som bør spares. I beiter og spesielt i kantsoner mot andre vegetasjonstyper er busker ofte en naturlig del av ekstensive beiter. Langs kysten er dette vanlig og arter slik som slåpetorn, og ulike rosearter, er hjemmehørende i typen og til dels sjeldne og bør spares ved rydding.
- Videre bør busker/grupper av trær som gir skygge og ly til beitedyrene spares der dyrene liker å hvile.

8.2 Konflikt friluftsliv og beitebruk

Forvaltningsplanen 2012-2021 har som mål at: *Kulturlandskapet på Tromlingene og Jerkholmen skal holdes som gode beitearealer for sau. De åpne grasflatene skal holdes betydelig større sammenlignet med situasjonen i 2005 da første forvaltningsplan ble utarbeidet. Nyryddete arealer skal holdes åpne.*

Videre står det i Forvaltningsplanen: *Innenfor verneområdene finnes følgende sikrede friluftslivområder: Jerkholmen, Skjelbergholmene, Flatskjær, Tvisteinen, Ærøya, del av Havsøya, deler av Mærdø, Hove, Spornes og Tromlingene. Dette er arealer som er eid av stat eller kommune eller som det er ingått servituttavtaler for med staten og privat grunneier som avtaleparter.*

Beiting er satt opp som tiltak i forvaltningsplanen for begge øyene (jf tabell 1 punkt: 3,7 og 7,2). Ut fra tradisjonell bruk og av hensyn til ivaretagelse av det semi-naturlige artsmangfoldet på begge øyene er beiting med sau et helt avgjørende skjøtsels- og restaureringstiltak.

Under arbeidet med å innhente beiteinformasjon for å kunne gi råd for framtidig tilpasset beitebruk ble det tydelig at det på enkelte punkter er konflikt mellom friluftsliv og beitebruken. Til eksempel håndheves ikke «todøgns» regelen da friluftsliv praktiseres mildt. Mye tyder på at denne milde praktiseringen går ut over beitedyrene og stedvis nedbeitingen.

Spesielt er konflikten tydelig på Tromlingene. I perioder midt på sommeren (sommerferien) er det tidvis så mye telting på Tromlingene at beitedyrene

- i mindre grad oppholder seg på de grasrike arealene som forvaltningsplanen ønsker å holde åpne. Dette gjelder særskilt de vestlige delene av Melkevollen og arealene rundt Vannholla. Når nedbeitingen i disse områdene forhindres midt i vekstsesongen, går gras og områdene blir mindre aktuelle og attraktive som beiteareal på ettersommeren når teltingen har opphørt.
- forhindres, eller har vanskeligere for å nå hovedferskvannskilden Vannholla, da dette samtidig er et meget attraktivt teltområde og dyrene jages bort herfra.
- blir stresset og presset av ulike årsaker; til eksempel hunder som ikke holdes i bånd og personer som av ulike årsaker løper etter dyra.

For å gjennomføre en forsvarlig beitebruk må vernemyndighet og dyreeiere legge til rette for at beitingen gjennomføres etter forskriftsmessige og dyreetiske prinsipper.

Ut i fra dette anbefales at vernemyndigheten i samarbeid med grunneiere, husdyreiere og Mattilsynet samarbeider om et regelverk for verneområdene som reduserer konflikten mellom beite og friluftsliv. I forhold til beitingen bør etter vårt syn følgende punkter tas med i vurderingene

- sikre beitedyras tilgang til ferskvannkilden
- sikre beitedyras tilgang til tilstrekkelige beiteressurser
- hindre uforsvarlig stress og jaging av beitedyr
- vurdere telting innen et avgrenset (inngjerdet) område
- legge til rette for at dyrene kan få skygge for sol og ly for vind og vær og ha et trygt beiteområde uten forsøpling

Videre bør en:

- Øke tilsynet av beitedyrene
- Styrke oppsynet av friluftslivinteressene, bl.a. ved overholding av to-døgnsregelen.
- Informere om viktigheten av beitebruken på øyene til allmenheten.

8.3 Betydningen av beite som restaurering- og skjøtselstiltak

Beitingen på Tromlingene og Jerkholmen har i flere århundrer formet det semi-naturlige artsinventaret på øyene. For å restaurere og å ivareta biomangfoldet for framtida er det viktig at beiting opprettholdes. Det er imidlertid viktig å være klar over at kun beiting ikke er tilstrekkelig for å holde nyrydda, gjenåpna areal i hevd. Tradisjonelt har årlige ryddedugnader med bl.a. fjerning av einer blitt gjennomført hver vår, og videre har tistler og andre uønska arter systematisk blitt fjernet.

For å oppnå åpne og velhevda semi-naturlig beiteareal på øyene i framtida er det derfor viktig at beitingen også framover må suppleres med jevnlike, rydde- og restaureringstiltak.

8.3.1 Anbefalinger for videre beiteskjøtsel på Tromlingene

Beitetrykket på Tromlingene har de seinere årene tatt seg opp, med en fordobling av antall dyr fra ca 30 i 2011 til om lag 60 etter dette. Det er tydelig at dette har hjulpet på nedbeitingensgraden.

Beitetrykket har vært for lavt over de siste ti-årene slik at organisk materiale stedvis har hopet seg opp og det forekommer et tykt strøslag på arealene med noe jorddybde. Dette medfører at færre semi-naturlige arter spirer og får anledning til å vokse opp. Da disse konkurreres ut av dominerende enkeltarter som til eksempel smyle, rødsvingel og sandstarr. Med dette er den en fare for at artsantallet reduseres på sikt og beitene blir også mindre varierte og smakfulle for beitedyrene. Det er derfor viktig at beitetrykket er tilstrekkelig høyt slik at naturbeitene holdes i hevd både mht fôr kvalitet og for det kulturavhengige biomangfoldet.

Mye gjengrodd areal har blitt gjenåpnet det siste tiåret. Vegetasjonen i de nyrydda områdene er under utvikling og beiteverdien er samtidig økende. Hvis det også framover satses på videre gjenåpning vil beitearealene og fôrtilgangen være gradvis stigende i årene som kommer. Dyreantallet må tilpasses den økte fôrtilgangen, og utviklingen av vegetasjonen.

På Tromlingene vil beitetrykket også måtte bestemmes i forhold til tilgangen dyra har til beitearealene. Gode beiter er samtidig også populære teltsteder. Anbefalt antall beitedyr avhenger derfor av hvordan forvaltningen ønsker at teltaktiviteten skal være framover, siden teltingen medfører at beitedyr ikke får utnyttet samtlige beiteressurser.

Sviing ble gjennomført i 2012 på deler av arealene med mye oppmagasinert daugras på Melkevollen. Nedbeitingsgraden i de svidde områdene var bedre sammenlignet med områdene som ikke var svidd. Samtidig tok sviingen livet av unge planter av einer. Det anbefales at en foretar sviing på Tromlingene som et restaureringstiltak på areal med mye daugras og som samtidig har noe jorddybde. Det bør også fortløpende vurderes om sviing skal benyttes som et gjentakende skjøtselstiltak i de områdene der beitedyrene har mindre tilgang under teltsesongen.

Aktuelle tiltak:

- **Beitetrykk:** Med nåværende teltaktivitet og tilgjengelig beiteareal: 60-70 sau.
 - Beitene er under opparbeiding, spesielt gjelder dette i de tidligere einerdominerte områdene. Når disse gjenåpna områdene har fått mer stabil engvegetasjon kan beitetrykket trolig økes med 5-10 dyr da fôrtilgangen blir bedre.
 - Dersom dyrene lettere får tilgang til beitearealene på Melkevollen gjennom hele beitesesongen kan antall dyr økes noe avhengig økt tilgjengelig areal.
 - Ved videre framtidig gjenåpning av gjengrodde einerfelt vil en måtte gjøre nye vurderinger av antall beitedyr og beitetilgang.
- **Beiteperiode:** det anbefales å opprettholde beitingen innenfor tradisjonell beiteperiode og tilpasset vegetasjonsutvikling det enkelte år (april/ mai til ut i november). Det er viktig å forsøke å få til god nedbeiting på høsten, for å forhindre oppmagasinering av daugras.
- **Beitedyr:** Det anbefales å fortsette beite med sau.
- **Drikkevann til dyra:** Det er viktig at dyra sikres adgang til Vannholla gjennom hele beitesesongen.
- **Gjeninnføring av sviing- og ryddedugnader:**
 - Vårdugnad med manuell rydding av unge einerplanter, fjerning av døde/svidde einer fra året før
 - Svi nye felter med oppmagasinert daugras. Sviing bør fortrinnsvis benyttes som restaurerings-/enganstiltak, og kun gjennomføres på områder med noe jorddekke, ikke på grunnlendte rullesteinsrygger da det lille humuslaget som finnes her kan skades. Sviing må ikke gjennomføres i hekkeperioden for fugl.
 - Innenfor et ev. framtidig mer avgrenset teltområde der beitedyrene ikke har avgang i teltsesongen, kan sviing ev slått gjennomføres for å hindre gjengroing. Beiting i skuldresesongen vår/forsommer og høst kan da ev. gjennomføres.
 - For å få til en jevnere nedbeiting i områder med mye stikkende vegetasjon som beitedyra vraker bør årlig rydding av tistler, bringebær, brennesle og høstberberis igangsettes. Det er mest utarmende å luke disse når veksten er på det sterkeste og før blomstring, dvs i juni/juli.

8.3.2 Anbefalinger for videre beiteskjøtsel på Jerkholmen

Beitetrykket på Jerkholmen kan generelt karakteriseres som middels og tilfredstillende. Siden 2011 har saueantallet ligget på mellom 30-40 beitedyr. Forvaltningsplanen 2012-2021, Tabell 1, punkt 7-2 har som mål å øke beitetrykket på Jerkholmen I de tidligere einerdominerte områdene har det etter opprykningen av disse vokst opp en del

nitrogenelskende pionervegetasjon med brennesle, bringebær og tistler samt mange småplanter av den innførte og svartelista arten høstberberis. I løpet av de tre årene beitevurderingene har pågått har dette området i mindre grad blitt beitet, da sauene ikke foretrekker å beite inntil stikkende planter. Det er tydelig at høstberberisen på Jerkholmen utgjør et stort problem.

Aktuelle tiltak:

- **Beitetrykk:** Det anbefales å fortsette med rundt 40 sau og lam (eller mellom 30-50). Beitene er under opparbeiding, spesielt gjelder dette i de tidligere einerdominerte områdene. Når disse gjenåpna områdene har fått mer stabil engvegetasjon kan beitetrykket trolig økes til mellom 40-50 da fôrtilgangen blir bedre.
- **Beiteperiode:** det anbefales å opprettholde beitingen innenfor tradisjonell beiteperiode og tilpasset vegetasjonsutvikling det enkelte år (april/ mai til ut i november).
- **Beitedyr:** Det anbefales å fortsette beite med sau.
- **Gjeninnføring av ryddedugnader:** For å få til en jevnere nedbeiting i områder med mye stikkende vegetasjon som beitedyra vraker bør årlig rydding av tistler (åker- og veitistel), bringebær, brennesle og høstberberis igangsettes. Det er mest utarmende å luke disse når veksten er på det sterkeste og før blomstring, dvs i juni/juli.
- **Høstberberis** må ryddes vekk. Behandlingen må gjentas til høstberberis er utryddet fra øya.
- **Eineren** må ikke tillates å ekspandere, og unge einerplanter må derfor ryddes.

Kilder

- Anonym 2012. ArcGIS Desktop Release10.1. - Environmental Systems Research Institute, Redlands, USA.
- Bratli, H. & Halvorsen, R. 2014. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av gjengroing og restaurering i semi-naturlig eng i Nordherad, Vågå kommune, Oppland - NINA Rapport 1047. 88 s.
- Bratli, H., Økland, T., Økland, R.H., Dramstad, W.E., Elven, R., Engan, G., Fjellstad, W., Heegaard, E., Pedersen, O. & Solstad, H. 2006. Patterns of variation in vascular plant species richness and composition in SE Norwegian agricultural landscapes. - *Agriculture, Ecosystems & Environment* 114: 270-286.
- Drabløs, D., 1997. Drabløs, D. 1997. Soga om smalen: jubileumsskrift Norsk sau- og geitalslag 1947-1997. - Norsk sau- og geitalslag, Oslo.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. & Werner, W. 2001. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Third Edition. - *Scripta geobotanica* 18: 1-262.
- Ernst, W. 1978. Discrepancy between Ecological and Physiological Optima of Plant Species - Reinterpretation. - *Oecologia Plantarum* 13: 175-189.
- Fitter, A.H. & Jennings, R.D. 1975. The effects of sheep grazing on the growth and survival of seedling junipers (*Juniperus communis* L.). - *Journal of Applied Ecology* 12: 637-642.
- Fylkesmannen i Aust-Agder 2012. Forvaltningsplan for Raet landskapsvernområde, Tromlingene naturreservat og Store Torungen naturreservat 2012-2021. Høringsforslag mars 2012. - Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen, Arendal.
- Gederaas, L., Moen, T.L., Skjelseth, S. & Larsen, L.-K. (red.) 2012. Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Gederaas, L., Salvesen, I. og Viken, Å. (red.) 2007. Norsk svarteliste 2007 - Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. 2007 Norwegian Black List - Ecological Risk Analysis of Alien Species. - Artsdatabanken, Norway.
- Grubb, P.J., Lee, W.G., Kollmann, J. & Wilson, J.B. 1996. Interaction of Irradiance and Soil Nutrient Supply on Growth of Seedlings of Ten European Tall-Shrub Species and *Fagus Sylvatica*. - *Journal of Ecology* 84: 827-840.
- Guttormsen, K., Pfaff, A. & Austreng, I. 2005. Forvaltningsplan for Raet landskapvernområde, Arendal kommune, Aust-Agder. 15. februar 2005. - Fylkesmannen i Aust-Agder, miljøvernavdelingen. 77 s.
- Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009. - *Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0* (<http://www.naturtyper.artsdatabanken.no/>)
- Heikkinen, R.K. 1991. Multivariate analysis of esker vegetation in southern Haeme, S Finland. - *Annales Botanici Fennici* 28: 201-224.

Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell University, Ithaca, New York, USA.

Hill, M.O. & Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted Park Grass Experiment by Ellenberg indicator values. - *Journal of Vegetation Science* 8: 579-586.

Hill, M.O. & Gauch, H.G.J. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.

Holtsmark, B., Høie, J. & Tilrem. 1951. *Husdyrlære: ei bok for skole og praksis.* - Grøndahl, Oslo.

Johansson, O., Ekstam, U., Forshed, N. 1986: *Havsstrandängar.* Naturvårdsverket ISBN 91-36-02492-9

Kollmann, J. & Poschod, P. 1997. Population processes at the grassland-scrub interface. - *Phytocoenologia* 27: 235-256.

McGowan, G.M., Bayfield, N.G. & Olmo, A. 1998. The Status of *Juniperus communis* ssp. *nana* (dwarf juniper) communities at six sites in north and north-west Scotland. - *Botanical Journal of Scotland* 50: 21-28.

Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. og Kvamme, M., 1999. *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker.*

Oksanen, J. F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R. B., Simpson, G.L., Solymos, P. M., Stevens, H.H. & Wagner, H. 2013. - *Vegan: Community Ecology Package.* R package version 2.0-10. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Pfaff, A., 2007. *Tromlingene i Raet landskapsvernområde, opprydding etter brenning mai 2007, Arendal kommune. Kort rapport til fylkesmannen i Aust- Agder (miljø), 27.mai 2007.*

Pfaff, A., 2009. *Fjerning av særlig einer på Jerkholmen og Tromlingene i Raet landskapsvernområde, høsten 2009. SNO-notat, 17. desember 2009.*

Pfaff, A., 2011. *Uttak av primært einer på Tromlingene, Raet landskapsvernområde 2010. SNO-notat, 7. februar 2011.*

Pfaff, A., 2012. *Tilbakeføring av kulturlandskapet på Jerkholmen og Tromlingene, Raet landskapsvernområde, 2005 til 2011. SNO-notat, 2.januar 2012.*

R Core Team (2014). *R: A language and environment for statistical computing.* - R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.

Rosén, E. 1988. Development and seedling establishment within a *Juniperus communis* stand on Öland, Sweden. - *Acta Botanica Neerlandica* 37: 193-201.

Svalheim, E. 2011. *Strandengene i Søm-Ruakerkilen naturreservat, Grimstad kommune, Aust-Agder. Oppfølging av igangsatte skjøtselstiltak. Bioforsk rapport, Vol 6, nr 151.*

Svalheim, E. Bratli, H. & Often, A. 2012. *Evaluering av utført einerrydding på Tromlingene og Jerkholmen, Arendal kommune. Oppstartrapport fra igangsatt overvåking 2011.* - *Bioforsk rapport 2012: 43: 1-31.*

Thomas, P.A., El-Barghathi, M. & Polwart, A. 2007. Biological Flora of the British Isles: *Juniperus communis* L. - *Journal of Ecology* 95: 1404-1440.

Tiley, G. E. D. 2010. Biological Flora of the British Isles: *Cirsium arvense* (L.) Scop. - *Journal of Ecology* 98 (4): 938-983.

Wamelink, G.W.W., Joosten, V., van Dobben, H.F. & Berendse, F. 2002. Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements. - *Journal of Vegetation Science* 13: 269-278.

Witte, J.P.M. & von Asmuth, J.R. 2003. Do we really need phytosociological classes to calibrate Ellenberg indicator values? - *J. Veg. Sci.* 14: 615-661.

Økland, R. H. 1990. *Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia.* - *Sommerfeltia supplement* 1: 1-233.

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|-------------------|------|-----|-----|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|------|-------|------|-------|------|-------|
| <i>Nardus stricta</i> | Finnskjegg | 2.0 | 1.8 | 2.5 | 25.0 | 23.0 | 45.0 | 12.8 | 13.2 | 19.4 | | -0.3 | 0.8 | 0.5 | -2.0 | 22.0 | 20.0 | 0.3 | 6.2 | 6.6 |
| <i>Poa pratensis ssp. subcaerulea</i> | Smårapp | 6.5 | 2.3 | 3.7 | 1.5 | 2.3 | 11.0 | 15.0 | 1.5 | 1.7 | | -4.2 | 1.3 | -2.8 | 0.8 | 8.7 | 9.5 | -13.5 | 0.2 | -13.3 |
| <i>Achillea millefolium</i> | Ryllik | 1.5 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 17.9 | -0.5 | 0.0 | -0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Arabidopsis thaliana</i> | Vårskrinneblom | | | | | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | Sandarve | | | | | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Armeria maritima</i> | Strandnellik | | | | | | | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 2.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Atocion rupestre</i> | Småsmelle | | | | | | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Campanula rotundifolia</i> | Blåklokke | 1.0 | 1.5 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | | 2.0 | 0.5 | -0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | Rosettkarse | | | | 1.0 | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cerastium fontanum</i> | Vanlig arve | 1.5 | 1.2 | 1.0 | 1.5 | 1.9 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | -0.3 | -0.2 | -0.5 | 0.4 | -0.9 | -0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cirsium vulgare</i> | Veitistel | | 1.0 | 1.0 | | | | | | 1.0 | | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 |
| <i>Epilobium sp.</i> | Mjølke | | 1.0 | | | | | | | | | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Galium verum</i> | Gulmaure | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.5 | 1.0 | 1.3 | 2.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.5 | 0.3 | -0.2 |
| <i>Geranium robertianum</i> | Stankstorknebb | | | | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Hieracium pilosella</i> | Hårsveve | | | | 2.0 | 1.5 | 1.5 | | 1.0 | 1.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.5 | 0.0 | -0.5 | 1.0 | 0.0 | 1.0 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Tiriltunge | 1.0 | 1.8 | 1.4 | | | | | 1.0 | | 1.0 | 0.8 | -0.4 | 0.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 |
| <i>Moehringia trinervia</i> | Maurarve | 1.0 | | | 2.6 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | | -1.0 | 0.0 | -1.0 | -1.6 | 0.0 | -1.6 | -1.0 | 0.0 | -1.0 |
| <i>Mycelis muralis</i> | Skogsalat | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Myosotis ramosissima</i> | Bakkefoglemmegei | | | | | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Oxalis acetosella</i> | Gjøksyre | 1.0 | | | 4.0 | 1.0 | 1.0 | | | | | -1.0 | 0.0 | -1.0 | -3.0 | 0.0 | -3.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | Smalkjempe | | | | | | | 1.0 | | 1.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -1.0 | 1.0 | 0.0 |
| <i>Ranunculus acris</i> | Engsoleie | | | | | 1.0 | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Rubus idaeus</i> | Bringebær | 1.3 | 1.4 | 1.4 | 1.4 | 1.3 | 1.6 | 1.5 | 1.0 | 1.0 | | 0.1 | 0.0 | 0.1 | -0.2 | 0.3 | 0.2 | -0.5 | 0.0 | -0.5 |
| <i>Rumex acetosella</i> | Småsyre | 13.7 | 7.1 | 1.0 | 11.8 | 16.8 | 3.7 | 1.2 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | -6.6 | -6.1 | -12.7 | 5.0 | -13.1 | -8.1 | -0.2 | 0.0 | -0.2 |
| <i>Sagina procumbens</i> | Tunsmåarve | 2.0 | 2.0 | 1.0 | | | 1.0 | | | | | 0.0 | -1.0 | -1.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Sedum acre</i> | Bitterbergknapp | | | | | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Stellaria graminea</i> | Grasstjerneblom | 10.5 | 3.3 | 1.0 | 1.7 | 2.0 | 1.0 | 3.6 | 1.0 | | | -7.2 | -2.3 | -9.5 | 0.3 | -1.0 | -0.7 | -2.6 | -1.0 | -3.6 |
| <i>Stellaria media</i> | Vassarve | | | | 5.0 | | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -5.0 | 0.0 | -5.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Taraxacum obliquum</i> | Butt kystløvetann | | | | | | 1.0 | | | | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> | Ugrasløvetann | | 1.0 | 1.0 | | 1.0 | 1.0 | | | | | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Trifolium repens</i> | Hvitkløver | 1.0 | 1.3 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | 1.0 | 10.0 | 0.3 | -0.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 |
| <i>Urtica dioica</i> | Stornesle | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Veronica arvensis</i> | Bakkeveronika | | | | | 1.0 | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Veronica officinalis</i> | Legeveronika | 1.5 | 5.5 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 2.7 | 2.8 | 2.0 | 2.0 | 4.0 | -4.5 | -0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.1 | -0.8 | -0.7 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|---------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|------|-----|-----|-----|
| <i>Viola canina</i> | Engfiol | 1.0 | 1.0 | 1.3 | 1.1 | 1.1 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -0.1 | 0.0 | -0.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
|---------------------|---------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-----|------|-----|-----|-----|

Vedlegg 2. Gjennomsnittlig smårutefrekvens for alle karplanter for hvert år i hvert av feltene A-D, samt endring mellom år.

| Latinsk navn | Norsk navn | A | | | B | | | C | | | D | A | | | B | | | C | | |
|------------------------------|--------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2011 | 2012 | 2013 | 2013 | 11-12 | 12-13 | 11-13 | 11-12 | 12-13 | 11-13 | 11-12 | 12-13 | 11-13 |
| <i>Acer platanoides</i> | Spisslønn | | | | | | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Pinus sylvestris</i> | Furu | | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | 1.0 | | | | | 1.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Prunus avium</i> | Morell | 2.0 | 1.5 | 1.0 | 1.0 | | | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | -0.5 | -0.5 | -1.0 | -1.0 | 0.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Sorbus aucuparia</i> | Rogn | | | | 1.0 | 1.0 | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Berberis thunbergii</i> | Høstberberis | | | | 1.5 | 1.0 | 2.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.5 | 1.0 | 0.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Juniperus communis</i> | Einer | 3.0 | 3.4 | 3.6 | 1.0 | 1.5 | 1.2 | 3.2 | 3.7 | 4.4 | | 0.4 | 0.2 | 0.6 | 0.5 | -0.3 | 0.2 | 0.5 | 0.7 | 1.2 |
| <i>Rosa sp.</i> | Rose | 2.0 | 2.2 | 4.0 | 2.0 | 3.1 | 4.3 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 0.2 | 1.8 | 2.0 | 1.1 | 1.2 | 2.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Calluna vulgaris</i> | Røsslyng | | | | | | | 2.0 | 2.0 | 2.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Empetrum nigrum</i> | Krekling | 3.5 | 5.0 | 4.5 | 7.0 | 9.0 | 11.0 | 9.0 | 6.3 | 9.0 | | 1.5 | -0.5 | 1.0 | 2.0 | 2.0 | 4.0 | -2.7 | 2.7 | 0.0 |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | Blåbær | | | | 8.0 | 7.5 | 7.8 | 14.0 | 15.0 | 16.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.5 | 0.3 | -0.3 | 1.0 | 1.0 | 2.0 |
| <i>Agrostis capillaris</i> | Engkvein | 7.5 | 8.7 | 11.3 | 5.0 | 9.2 | 13.2 | 11.3 | 5.8 | 5.9 | 11.9 | 1.2 | 2.6 | 3.8 | 4.2 | 4.0 | 8.2 | -5.5 | 0.1 | -5.4 |
| <i>Agrostis vinealis</i> | Bergkvein | | | | | | | 9.0 | 8.6 | 6.7 | 5.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.4 | -1.9 | -2.3 |
| <i>Aira praecox</i> | Dvergsmyle | | 1.5 | | | 8.0 | 3.8 | | | 1.0 | | 1.5 | -1.5 | 0.0 | 8.0 | -4.2 | 3.8 | 0.0 | 1.0 | 1.0 |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | Gulaks | 3.2 | 5.0 | 5.0 | 3.0 | 4.3 | 5.0 | 10.8 | 11.3 | 8.2 | 6.0 | 1.8 | 0.0 | 1.8 | 1.3 | 0.7 | 2.0 | 0.5 | -3.1 | -2.6 |
| <i>Avenella flexuosa</i> | Smyle | 9.6 | 13.3 | 13.0 | 8.8 | 12.6 | 15.3 | 13.4 | 15.4 | 15.4 | 12.5 | 3.7 | -0.3 | 3.4 | 3.8 | 2.7 | 6.5 | 2.0 | 0.0 | 2.0 |
| <i>Carex arenaria</i> | Sandstarr | | 3.0 | 2.0 | 10.7 | 8.1 | 2.4 | | | 1.0 | 10.0 | 3.0 | -1.0 | 2.0 | -2.6 | -5.7 | -8.3 | 0.0 | 1.0 | 1.0 |
| <i>Carex caryophylla</i> | Vårstarr | 2.1 | 4.0 | 3.4 | | | 1.0 | 8.0 | 1.0 | | 3.4 | 1.9 | -0.6 | 1.3 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | -7.0 | -1.0 | -8.0 |
| <i>Carex hirta</i> | Lodnestarr | | 2.0 | | | | | | 3.0 | 5.0 | | 2.0 | -2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | 2.0 | 5.0 |
| <i>Carex nigra</i> | Slåtestarr | | 2.0 | 2.0 | | | | | | | | 2.0 | 0.0 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Carex pilulifera</i> | Bråtestarr | | 2.0 | 5.0 | 2.0 | 3.0 | 4.6 | 3.0 | 4.5 | 4.0 | 5.0 | 2.0 | 3.0 | 5.0 | 1.0 | 1.6 | 2.6 | 1.5 | -0.5 | 1.0 |
| <i>Danthonia decumbens</i> | Knegras | 6.1 | 6.1 | 6.8 | 5.0 | 7.5 | 3.5 | 8.7 | 7.5 | 7.0 | 9.0 | 0.0 | 0.7 | 0.7 | 2.5 | -4.0 | -1.5 | -1.2 | -0.5 | -1.7 |
| <i>Deschampsia cespitosa</i> | Sølvbunke | | | | 1.5 | | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -1.5 | 0.0 | -1.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Festuca ovina</i> | Sauesvingel | 12.1 | 14.5 | 15.4 | 7.1 | 9.8 | 12.5 | 11.4 | 11.8 | 8.1 | 14.9 | 2.4 | 0.9 | 3.3 | 2.7 | 2.7 | 5.4 | 0.4 | -3.7 | -3.3 |
| <i>Festuca rubra</i> | Rødsvingel | | | | | 3.0 | 1.7 | 1.0 | 1.0 | 2.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 3.0 | -1.3 | 1.7 | 0.0 | 1.0 | 1.0 |
| <i>Luzula campestris</i> | Markfrytle | 7.3 | 9.1 | 12.0 | 4.0 | 6.9 | 8.4 | 9.6 | 11.0 | 11.7 | 15.8 | 1.9 | 2.9 | 4.8 | 2.9 | 1.5 | 4.4 | 1.4 | 0.7 | 2.1 |
| <i>Melica nutans</i> | Hengeaks | | | | 1.0 | 6.0 | 4.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.0 | -2.0 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Nardus stricta</i> | Finnskjegg | 2.0 | 1.5 | 2.8 | 14.0 | 12.0 | 12.0 | 6.5 | 6.3 | 7.0 | | -0.5 | 1.3 | 0.8 | -2.0 | 0.0 | -2.0 | -0.2 | 0.7 | 0.5 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|-------------------|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|------|------|------|-------|-------|------|-------|------|------|------|
| <i>Poa pratensis ssp. subcaerulea</i> | Smårapp | 10.5 | 5.7 | 10.0 | 3.0 | 5.3 | 6.0 | 14.0 | 7.5 | 5.3 | | -4.8 | 4.3 | -0.5 | 2.3 | 0.7 | 3.0 | -6.5 | -2.2 | -8.7 |
| <i>Achillea millefolium</i> | Ryllik | 1.5 | 3.5 | 4.5 | 1.0 | 2.5 | 2.7 | 3.5 | 4.5 | 3.0 | 15.9 | 2.0 | 1.0 | 3.0 | 1.5 | 0.2 | 1.7 | 1.0 | -1.5 | -0.5 |
| <i>Arabidopsis thaliana</i> | Vårskrinneblom | | | | | 5.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 5.0 | -5.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | Sandarve | | | | | 6.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.0 | -6.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Armeria maritima</i> | Strandnellik | | | | | | | 3.0 | 2.0 | 1.0 | 4.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -1.0 | -1.0 | -2.0 |
| <i>Atocion rupestre</i> | Småsmelle | | | | | | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Campanula rotundifolia</i> | Blåklukke | 4.5 | 3.0 | 1.0 | 1.0 | 1.0 | 3.2 | | | | 8.5 | -1.5 | -2.0 | -3.5 | 0.0 | 2.2 | 2.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | Rosettkarse | | | | 1.0 | 2.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -2.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cerastium fontanum</i> | Vanlig arve | 4.0 | 4.5 | 1.0 | 5.3 | 9.1 | 7.6 | 2.3 | 1.0 | 1.0 | | 0.5 | -3.5 | -3.0 | 3.9 | -1.6 | 2.3 | -1.3 | 0.0 | -1.3 |
| <i>Cirsium vulgare</i> | Veitistel | | 1.0 | 1.0 | | | | | | 2.0 | | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 2.0 |
| <i>Epilobium sp.</i> | Mjølke | | 1.0 | | | | | | | | | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Galium verum</i> | Gulmaure | 2.0 | 3.0 | 2.0 | 3.0 | 4.0 | 2.3 | 7.0 | 7.0 | 5.3 | 7.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 1.0 | -1.7 | -0.7 | 0.0 | -1.7 | -1.7 |
| <i>Geranium robertianum</i> | Stankstorknebb | | | | 2.0 | 1.8 | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.3 | -0.8 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Hieracium pilosella</i> | Hårsveve | | | | 2.0 | 1.5 | 4.0 | | 1.0 | 1.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -0.5 | 2.5 | 2.0 | 1.0 | 0.0 | 1.0 |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Tiriltunge | 1.8 | 4.2 | 4.8 | | | | | 1.0 | | 5.5 | 2.4 | 0.6 | 3.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 |
| <i>Moehringia trinervia</i> | Maurarve | 2.5 | | | 7.6 | 2.0 | 8.0 | 1.0 | | | | -2.5 | 0.0 | -2.5 | -5.6 | 6.0 | 0.4 | -1.0 | 0.0 | -1.0 |
| <i>Mycelis muralis</i> | Skogsalat | 3.0 | 2.0 | 1.0 | | | 1.0 | | | | | -1.0 | -1.0 | -2.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Myosotis ramosissima</i> | Bakkeforglemmegei | | | | | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Oxalis acetosella</i> | Gjøksyre | 3.0 | | | 6.3 | 1.5 | 2.0 | | | | | -3.0 | 0.0 | -3.0 | -4.8 | 0.5 | -4.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Plantago lanceolata</i> | Smalkjempe | | | | | | | 1.0 | | 1.0 | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -1.0 | 1.0 | 0.0 |
| <i>Ranunculus acris</i> | Engsoleie | | | | | 1.0 | 1.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Rubus idaeus</i> | Bringebær | 2.7 | 2.6 | 2.8 | 3.0 | 3.5 | 4.9 | 3.0 | 1.6 | 3.0 | | -0.1 | 0.2 | 0.1 | 0.5 | 1.4 | 1.9 | -1.4 | 1.4 | 0.0 |
| <i>Rumex acetosella</i> | Småsyre | 12.3 | 14.8 | 11.7 | 10.4 | 16.0 | 15.5 | 3.7 | 6.7 | 7.0 | 7.1 | 2.5 | -3.1 | -0.7 | 5.6 | -0.5 | 5.1 | 3.0 | 0.3 | 3.3 |
| <i>Sagina procumbens</i> | Tunsmåarve | 3.0 | 2.0 | 2.0 | | | 1.0 | | | | | -1.0 | 0.0 | -1.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Sedum acre</i> | Bitterbergknapp | | | | | 1.0 | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | -1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Stellaria graminea</i> | Grasstjerneblom | 12.0 | 4.5 | 1.0 | 5.8 | 5.0 | 1.9 | 6.4 | 1.0 | | | -7.5 | -3.5 | -11.0 | -0.8 | -3.1 | -4.0 | -5.4 | -1.0 | -6.4 |
| <i>Stellaria media</i> | Vassarve | | | | 12.0 | | | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | -12.0 | 0.0 | -12.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Taraxacum obliquum</i> | Butt kystløvetann | | | | | | 2.0 | | | | 10.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.0 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Taraxacum sect. Ruderalia</i> | Ugrasløvetann | | 1.0 | 2.0 | | 1.0 | 2.5 | | | | | 1.0 | 1.0 | 2.0 | 1.0 | 1.5 | 2.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Trifolium repens</i> | Hvitkløver | 2.0 | 2.3 | 2.3 | 1.0 | 3.0 | 3.0 | | | 1.5 | 15.0 | 0.3 | 0.0 | 0.3 | 2.0 | 0.0 | 2.0 | 0.0 | 1.5 | 1.5 |
| <i>Urtica dioica</i> | Stornesle | 3.0 | 2.0 | 1.0 | | | 1.0 | | | | | -1.0 | -1.0 | -2.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Veronica arvensis</i> | Bakkeveronika | | | | | 1.0 | 2.0 | | | | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.0 | 1.0 | 2.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Veronica officinalis</i> | Legeveronika | 1.5 | 3.5 | 3.5 | 1.0 | 1.5 | 3.0 | 2.5 | 4.0 | 3.0 | 4.3 | 2.0 | 0.0 | 2.0 | 0.5 | 1.5 | 2.0 | 1.5 | -1.0 | 0.5 |
| <i>Viola canina</i> | Engfiol | | 1.0 | 2.7 | 2.8 | 4.4 | 5.1 | 1.3 | 2.7 | 1.5 | | 1.0 | 1.7 | 2.7 | 1.7 | 0.7 | 2.4 | 1.3 | -1.2 | 0.2 |



