



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

**Beite for biologisk mangfold: Hvordan
gjengroing av utmarka påvirker
vegetasjonen langs en gradient for
kalkinnhold i berggrunnen**

Grazing for Biodiversity:

Vegetation Responses to Abandonment Along a Calcareous
Bedrock Gradient

Thea Marie Kvam
Master i naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven er en del av prosjektet *Fjellbeite (Changes in outfield grazing – causes, impacts and measures)* som ledes av Norsk Institutt for Bioøkonomi (NIBIO), og er skrevet for Norges Miljø- og Biovitenskapelige Universitet (NMBU). Fjellbeiteprosjektet har sin hovedfinansiering fra Norges Forskningsråd (NFR prosjektnr. 326746).

Tusen takk til mine veiledere Siri og Hanne, for utrolig mange gode innspill, råd og ikke minst veldig trivelige veiledningsmøter. Tror ikke jeg kunne ha valgt noen bedre enn dere! Og en ekstra takk til Hanne for alt du lærte meg om plantene felt, det var veldig inspirerende!

Tusen takk til Erlend og Stina for husrom og støtte, og til minihuset som også gjorde innspurten ganske mye lettere. Takk til alle venninnene på lesesalen for moralsk støtte til alle døgnets tider. Til Inga fordi du alltid stiller opp, og til Sliteneliten som gir livet veldig mye mening!

Jeg håper at denne oppgaven kan være med på å få verden bittelitt på riktig retning. Nå skal jeg dyrke, klatre, spille, bade i sjøen og først og fremst være veldig mye ute.

Ås, 15.mai 2025

Thea Marie Kvam

Sammendrag

Norske utmarksarealer trues av gjengroing, som en følge av endret bruk sammenlignet med tidligere tider. Dette vil få konsekvenser for både plantemangfold og beitekvaliteten i utmarka. Denne studien undersøker hvordan fravær av beitedyr påvirker artsrikdom, artssammensetning og beitekvalitet i utmarka, i vegetasjon med ulikt kalkinnhold i berggrunnen. Studien ble utført i tre regioner i Sør-Norge, i tidsrommet 2021-2024. Vegetasjonen ble undersøkt gjennom ruteanalyser og biomasseprøver, og det ble gjennomført intervjuer med grunneiere om nåværende og historisk bruk av arealene.

Resultatene fra vegetasjon på kalkrik berggrunn viste at fravær av beitedyr endret artssammensetning, ved at graminider og engarter ble utkonkurrert av vedvekster og høgvekste urter, både i antall arter og mengde (biomasse). Dette førte til en betydelig reduksjon av beitekvaliteten, i hovedsak fordi biomassen av graminider ble redusert. Artsrikdom responderte lite på fravær av beitedyr i kalkrike områder. I vegetasjon på kalkfattig berggrunn var artsrikdommen høyere i ubeita vegetasjon, verken artssammensetning eller beitekvaliteten viste noen tydelig endring ved fravær av beitedyr. Vegetasjon med intermediært kalkinnhold i berggrunnen responderte lite på beitefravær, men var dårlig egnet for sammenligning på grunn av lokaliteter med ulik fuktighet. Informasjon fra intervjuer viste at utmarksbruken hadde endret seg sammenlignet med tidligere på samtlige studieområder, som var årsaken til at de fleste av arealene var i ferd med å gro igjen, selv med beitedyr til stede.

Studien indikerte at vegetasjon på kalkrik berggrunn endret seg mest ved fravær av beitedyr, og videre at denne vegetasjonstypen bør prioriteres i forvaltningen av verdifullt biologisk mangfold og beiteressurser i den norske utmarka. En pågående gjengroing er en indikasjon på at det haster å sette i gang restaureringstiltak for å bevare utmarksarealene, særlig på kalkrik berggrunn. Få norske studier er så langt gjort på hvordan vegetasjonstyper med ulikt kalkinnhold i berggrunnen responderer på fravær av beite, og denne studien er et viktig bidrag for å øke kunnskapsgrunnlaget.

Abstract

Norwegian outfield areas are threatened by encroachment of woody plants, as a result of changed land-use practices over the recent decades. This is expected to impact both plant diversity and forage quality in these ecosystems. This study investigates the effects of grazing cessation on species richness, species composition, and forage quality in outfield areas with varying levels of bedrock calcareousness. Fieldwork was conducted in three regions of southern Norway between 2021 and 2024. Vegetation was surveyed using plot-analyses, samples of biomass, and qualitative interviews were conducted with landowners to document current and historical land use.

In vegetation on calcareous bedrock, grazing exclusion led to marked shifts in species composition. Graminoids and grassland species were outcompeted by woody species and tall-growing forbs, both in terms of species number and biomass. These changes resulted in a substantial decline in forage quality, primarily due to reduced graminoid biomass. Species richness showed no significant effect by grazing absence in calcareous areas. In contrast, vegetation on weakly calcareous bedrock showed no clear response in terms of species composition or forage quality, although species richness was higher in ungrazed plots. Vegetation on bedrock with intermediate calcareous levels exhibited no consistent patterns, but was limited for comparison due to locations with different moisture conditions. Interview data indicated that land-use intensity had declined across all study sites, and that most sites had undergoing gradual shrub encroachment, even with grazers present.

Our findings demonstrate vegetation on calcareous bedrock vegetation is particularly sensitive to grazing cessation, suggesting that this vegetation type should be prioritized in conservation and management strategies targeting outfield areas in Norway. The ongoing encroachment signals an urgent need for active restoration measures to safeguard biodiversity and forage value, especially on calcareous sites. To date, few Norwegian studies have examined the differential responses of vegetation types with varying bedrock calcareousness to grazing exclusion. This study contributes important empirical evidence to the ecological knowledge base necessary for knowledge based outfield management.

Innholdsfortegnelse

Introduksjon.....	1
Metode	5
<i>Regioner.....</i>	<i>5</i>
<i>Inndeling av studieområder.....</i>	<i>6</i>
<i>Studieområder.....</i>	<i>7</i>
<i>Datainnsamling.....</i>	<i>9</i>
<i>Statistisk metode</i>	<i>12</i>
Resultater	15
<i>Artsrikdom</i>	<i>15</i>
<i>Antall arter av graminider, urter og vedvekster.....</i>	<i>16</i>
<i>Skogsarter og engarter</i>	<i>19</i>
<i>Artssammensetning</i>	<i>21</i>
<i>Beitekvalitet målt i tørrstoffvekt.....</i>	<i>24</i>
Diskusjon	29
<i>Fravær av beitedyr hadde ulik virkning på artsrikdom langs kalkgradienten</i>	<i>29</i>
<i>Vegetasjon på kalkrik berggrunn var mest sårbar for opphør av beite.....</i>	<i>31</i>
<i>En reduksjon i graminider reduserte beitekvaliteten.....</i>	<i>33</i>
<i>Utmarka gror igjen</i>	<i>35</i>
Konklusjon	36
Referanseliste	37

Introduksjon

I Norge utgjør utmarka om lag 95% av landarealet, hvorav 45% er egna som husdyrbeite (Rekdal & Angeloff, 2021). Historisk har utmarka vært selve grunnlaget for norsk jordbruk, gjennom beite, slått, hogst og brenning (Bele et al., 2013; Reinton, 1955; Stensgaard, 2017). Seterdrift med flytting av dyr til setra i sommersesongen gjorde det mulig å utnytte fôrressurser langt fra gården (Bele et al., 2013; Stokland et al., 2004) og kan spores helt tilbake til rundt 1600-1500 år f.v.t. (Stensgaard, 2017). Seterbruken var på sitt mest omfattende på midten av 1800-tallet (Reinton, 1955), men industrialisering og effektivisering i landbruket førte til en drastisk nedgang i seterdrift og bruk av utmarksbeite (Bele et al., 2013; Landbruksdirektoratet, 2023). I 1950 var det omtrent 22 000 gårder med seter, mens det i 2022 kun var registrert 742 setre i drift (Landbruksdirektoratet, 2023). På tross av dette har mange bønder fremdeles dyr på utmarksbeite, men med endret bruk og omfang enn tidligere (Bele et al., 2013; Stensgaard, 2017). I 2017 gikk 2,1 millioner sauer og 250 000 storfe på beite i den norske utmarka (Stensgaard, 2017), og registreringer viser at antall dyr på utmarksbeite har vært relativt stabilt de siste 30 årene (Rekdal & Angeloff, 2021). I et lengre tidsperspektiv er dette likevel en drastisk endring i utmarksbruken, som videre kan få store konsekvenser økosystemene vi finner i utmarka.

Beitedyra former økosystemene, og faktorer som beitetrykk, tråkk, gjødsel, husdyrslag og sesongvariasjon av beite påvirker plantesamfunnet i utmarka (Lennartsson & Westin, 2024; Rekdal & Angeloff, 2021; Rook et al., 2004; Vandvik & Birks, 2004; Vandvik & Birks, 2002). Beitedyra holder landskapet åpent og fjerner biomasse fra vegetasjonen, noe som gir gunstige vekstforhold for mange spesialiserte engarter, som typisk trives i næringsfattige, lysåpne og tørre til middels fuktige økosystemer (Milchunas et al., 1988; Pedersen et al., 2020; Wehn et al., 2017). Slik reguleres også konkurranseforholdet mellom planteartene, som muliggjør sameksistens mellom mange arter og ofte resulterer i svært artsrike plantesamfunn (Norderhaug et al., 1999). Ujevn tilførsel av gjødsel fra beitedyr påvirker også vegetasjonen, og husdyrtråkk skaper kontinuerlig små åpninger i vegetasjonen som favoriserer arter med frøformering (Austrheim, 2002; Wehn et al., 2017).

Karakteristisk for utmarksbeiter med en langvarig ekstensiv beitehistorikk er engprega vegetasjon med et særlig mangfold av små urter og graminider tilpassa beite, tråkk og gjødsling fra husdyr (Rekdal & Angeloff, 2021). Feltsjiktet domineres gjerne av gras, som

ved å ha lavt vekstpunkt kan overleve og komme seg raskt etter beiting, opp til flere ganger i løpet av en vekstsesong (Norderhaug et al., 1999; Rekdal & Angeloff, 2021). Andre tilpasninger til beite er låg vekstform, tidlig blomstring, høy andel rotmasse i forhold til stengel, forsvar som gift eller torner, samt mye styrkevev eller lavt proteininnhold i bladene, som gjør at plantene vrakes eller unngår å bli beita (Evju et al., 2009; Norderhaug et al., 1999). Lyng, lav og høge urter er særlig sårbare for tråkk og reduseres derfor ofte med beitedyr til stede (Rekdal & Angeloff, 2021). Artssammensetninga vil også variere avhengig av tilgang på næring og vann i jordsmonnet (Rekdal & Angeloff, 2021).

Vegetasjonen responderer også på beitegraden (Evju et al., 2009; Rekdal & Angeloff, 2021). Høgt beitetrykk kan redusere plantemangfoldet gjennom intensivt beite og tråkk, mens ved opphørt eller lågt beitetrykk kan høgvokste, dominerende arter utkonkurrere de små spesialistene (Bryn, 2004; Lennartsson & Westin, 2024; Rekdal & Angeloff, 2021). Ulike husdyrslag, raser og til og med enkeltindivid har ulike beitemønstre og preferanser, og dyras bevegelsesmønstre (for eksempel i nærheten av setre eller saltstein) skaper gradienter i vegetasjonen som også endrer den naturlige dynamikken mellom plantene i økosystemet (Austrheim et al., 1999; Evju et al., 2009).

Andre forhold som påvirker vegetasjonen i utmarka er klima, topografi, og egenskaper ved løsmasser og berggrunnen (Austrheim, 2002; Rekdal & Angeloff, 2021). Kalkinnhold i berggrunnen brukes ofte som indikator på mengden av plantetilgjengelige næringsstoffer, samt jordsmonnets evne til å motstå forsuring (Edvardsen et al., 2024; Rekdal & Angeloff, 2021; Taalab et al., 2019). Kalkrik berggrunn består typisk av bergarter som forvitrer lett og gjør næringsstoffene tilgjengelig for plantene (Bele & Sickel, 2015; Rekdal & Angeloff, 2021). De kalkrike bergartene danner også mye løsmateriale, som gir næringsrik jord som holder på vann og næring (Rekdal & Angeloff, 2021). Kalkfattige bergarter forvitrer derimot langsomt, som medfører lite plantetilgjengelige næringsstoffer, samt lav pH og følgelig langsom omdanning av organisk materiale (Rekdal & Angeloff, 2021). Tykke lag av løsmasser og et tykt jordsmonn kan også redusere plantenes tilgang på næring, ved å forhindre direkte kontakt mellom plantene og berggrunnen (Edvardsen et al., 2024).

Kalkinnholdet i berggrunnen slår ut i en systematisk variasjon i vegetasjonen som videre påvirker kvaliteten på utmarksbeitet. Beitekvaliteten måles i næringsverdi og produksjon av gode beiteplanter, i hovedsak graminider (gras, starr og siv), noen urter og litt lauv (Lavorel et

al., 2011; Rekdal & Angeloff, 2021). Særlig graminidene skiller seg ut som gode beiteplanter, og undersøkelser har vist at graminider utgjorde hele 70-80 % av det totale fôrinntaket til sau og storfe på utmarksbeite (Sickel et al., 2014; Wam & Herfindal, 2020). Tidligere tiders utmarksbruk påvirker også beitekvaliteten, som er høyest i områder med rik berggrunn og en lang historie med ekstensiv skjøtsel, åpne, grasrike landskap (Rekdal & Angeloff, 2021).

Semi-naturlige økosystemer formet gjennom ekstensivt jordbruk er blant de mest artsrike vegetasjonstypene i Europa, og er i dag sterkt truet (Aune et al., 2018; Bohner et al., 2019; Eriksson, 2021; Prévosto et al., 2011). I Norge er hele 29 % av de truede artene på Norsk Rødliste knytta til semi-naturlig mark (Artsdatabanken, 2021), deriblant naturbeitemarker i utmarka. Endra arealbruk er den største trusselen mot det biologiske mangfoldet i beitemarker, først og fremst i form av brakklegging, men også intensivt arealbruk (Lennartsson & Westin, 2024; Pedersen et al., 2020). Opphør av ekstensiv drift og videre gjengroing fører til redusert artsrikdom og endret artssammensetning, i hovedsak fordi skogsarter som høgvokste urter og vedvekster utkonkurrerer engartene (Bryn & Angeloff, 2015; Pedersen et al., 2020; Wehn et al., 2017). Dette bekreftes i flere studier om brakklegging av beitemarker, som viser at konsekvensen først og fremst er en endring av artssammensetning og artenes funksjonelle egenskaper (Pedersen et al., 2020; Wehn et al., 2017).

Mange studier er gjort på effekten av opphørt bruk av utmarksbeite (Bryn, 2008; Potthoff & Stroth, 2011; Prévosto et al., 2011; Wehn et al., 2018), men få sammenligner hvordan fravær av beitedyr påvirker vegetasjon med ulikt kalkinnhold i berggrunnen. To norske studier viser imidlertid at effekten av beitefravær på artsrikdom varierer i vegetasjon med ulik produktivitet (Austrheim & Eriksson, 2001) og i jord med ulikt kalkinnhold (Wehn et al., 2017). Få studier på området indikerer et behov for økt kunnskap om hvordan ulike vegetasjonstyper i utmarka responderer på opphørt eller redusert beitebruk. Dette vil være nødvendig for å kunne drive en målretta forvaltning av biologisk mangfold og beiteressurser, der eventuelt særlige sårbare arealer kan prioriteres.

Målet med denne studien er derfor å undersøke hvordan opphør av beite påvirker vegetasjon med ulikt kalkinnhold, i den norske utmarka. Mer spesifikt vil jeg undersøke hvordan fravær av beitedyr i minst ti år påvirker artsrikdom, artssammensetning og beitekvalitet på utmarksbeite i Sør-Norge, og om ulike vegetasjonstyper langs en gradient for kalkinnhold i

berggrunnen responderer forskjellig på fravær av beitedyr. Jeg vil prøve å svare på følgende forskningsspørsmål:

1. Hvordan påvirkes artsrikdom og artssammensetning av planter ved fravær av beitedyr i minst ti år?
2. Hvordan påvirkes mengden av beiteplanter, både graminider, urter og vedvekster, målt i tørrstoffvekt ved fravær av beitedyr i minst ti år?
3. Varierer 1) og 2) mellom ulike vegetasjonstyper langs en gradient for kalkinnhold i berggrunnen, og i så fall hvordan?

Mine hypoteser er at både artsrikdom og artssammensetning av planter i utmarka endres ved fravær av beitedyr. Jeg antar at fravær av beitedyr fører til en reduksjon i antall arter, og at artssammensetningen endres ved at engarter, i hovedsak graminider og urter utkonkurreres av høgvokste urter, vedvekster og skogsarter. Jeg forventer at dette reduserer vegetasjonens beitekvalitet, i hovedsak fordi biomassen av graminider reduseres mens mengden vedvekster og urter av dårligere beitekvalitet øker. Hypotesen min er også at vegetasjonstyper med ulikt kalkinnhold i berggrunnen responderer ulikt på fravær av beitedyr.

Metode

Regioner

Denne studien er utført i tre fjellregioner i Sør-Norge: Nord-Østerdalen, Trysil og Valdres. Felles for regionene er at de har en lang historie med utmarksbeite og seterdrift, samt et typisk innlandsklima med lite nedbør (Tab. 1), kalde vintre og varme somre i forhold til høyda over havet (Tab. 2) (Mobæk et al., 2022; Rekdal, 2009; Rekdal & Angeloff, 2013; Todnem & Lunnan, 2012). Regionene representerer også en gradient for kalkinnhold i berggrunnen (Bratli & Halvorsen, 2014; Heldal & Torgersen, 2020; Rekdal & Angeloff, 2021), med kalkrik berggrunn i Nord-Østerdalen, kalkrik til intermediær i Valdres og kalkfattig i Trysil (Tab. 3) (Mobæk et al., 2022; Rekdal, 2000; Rekdal & Angeloff, 2013; Todnem & Lunnan, 2012). Det ble valgt ut to studieområder i hver region, til sammen 6 studieområder.

Tab. 1: Midlere nedbør i sommermånedene oppgitt i millimeter, basert på normalverdier for klima i perioden 1991-2020 fra nærmeste målestasjon (Norsk klimaservicesenter, 2024a).

Region	Stasjon	M.o.h.	Mai	Juni	Juli	August
Nord-Østerdal	Tynset Hansmoen	482	38	55	67	68
Valdres	Løken Volbu	521	48	72	82	86
Trysil	Trysil vegstasjon	360	73	77	85	104

Tab. 2: Middelsestemperatur for sommermånedene oppgitt i C°, basert på normalverdier for klima i perioden 1991-2020 fra nærmeste målestasjon (Norsk klimaservicesenter, 2024b).

Region	Stasjon	M.o.h.	Mai	Juni	Juli	August
Nord-Østerdal	Tynset Hansmoen	482	6,3	10,4	13,7	11,9
Valdres	Løken Volbu	521	7,3	11,8	14,4	12,8
Trysil	Trysil vegstasjon	360	7,6	12,2	15,0	13,1

Tab. 3: Studieområdenes ca. høyde oppgitt i meter over havet, berggrunn og kalknivå (Artsdatabanken, 2025; Norges Geologiske Undersøkelse, 2025)

Studieområde	M.o.h.	Berggrunn	Kalknivå
Vingelen	900	Grønnstein	Rikt
Estenstad	1020	Glimmerskifer	Rikt
Helin	920	Fyllitt	Rikt
Haldorbu	820	Arkose	Intermediært
Storløpsetra	650	Grønnstein/granitt	Fattig
Løpsetra	650	Grønnstein/granitt	Fattig

Inndeling av studieområder

I prosessen med å finne egna studieområder lette vi i hovedsak etter beita og ubeita områder i samme vegetasjonstype, som i praksis gikk ut på å finne steder der det stod et gjerde med et beita og et ubeita område på hver side. Beita områder ble definert som *områder der husdyr har beita over lengre tid og fremdeles beiter i dag* og ubeita områder ble definert som *områder der det har vært fravær av/få beitedyr i minst ti år*. Grunneiere og andre med lokal kunnskap om vegetasjon og beitehistorikk bidro i utvelgelsesprosessen, som resulterte i studieområdene *Vingelen* og *Estenstad* i Nord-Østerdal, *Helin* og *Haldorbu* i Valdres og *Storløpsetra* og *Løpsetra* i Trysil (Fig. 1).

For hvert studieområde ble det videre valgt ut én beita og én ubeita lokalitet, til sammen 6 beita og 6 ubeita lokaliteter. På Helin, Storløpsetra og Løpsetra ble det ikke funnet beita og ubeita lokaliteter med lik vegetasjonstype som grenset til hverandre, og det ble derfor valgt beita og ubeita lokaliteter i lik vegetasjonstype som lå litt lengre unna hverandre. I Haldorbu ble beita og ubeita lokaliteter plassert i ulike vegetasjonstyper, men dette ble først oppdaget i ettertid. Alle lokaliteter er kartlagt til naturtype etter kartleggingssystemet Natur i Norge (NiN) versjon 2.3 (Bratli, 2022).

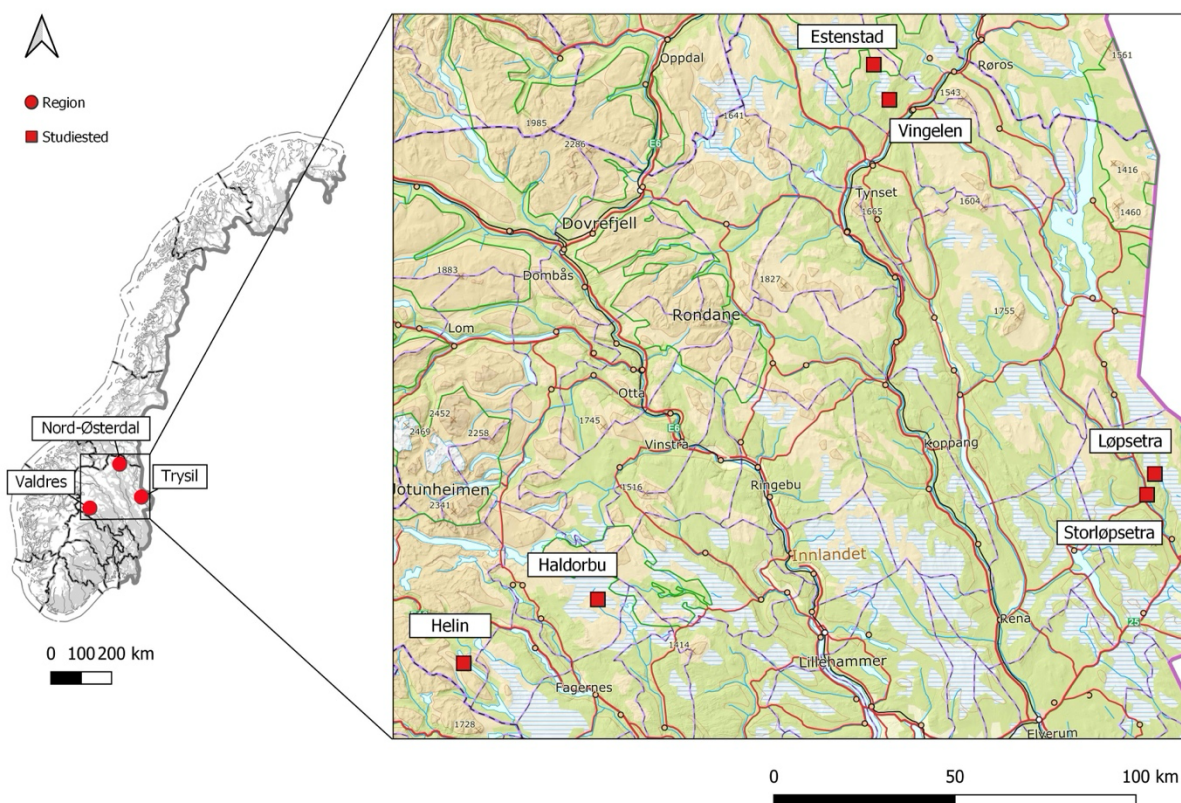


Fig. 1: Oversiktskart over regioner og studieområder. Kartet er laget i QGIS versjon 3.40.3 (QGIS Development Team, 2024).

Studieområder

Nord-Østerdalen

Studieområdene Vingelen og Estenstad ligger i Tolga kommune i Nord-Østerdal. Berggrunnen er kalkrik (Tab. 3), som gjenspeiles i et særlig artsrikt plantemangfold og utmarksbeiter av svært god kvalitet (Rekdal, 2009). I Vingelen lå beita og ubeita lokaliteter på hver side av et gjerde i *høgstaudeskog* (T4-C-18). Beita lokalitet brukes i dag som innmarksbeite for kyr og sau. Ubeita lokalitet har vært brakklagt i ca. 30 år, og har i dag svært lavt beitetrykk. På Estenstad ligger beita og ubeita lokaliteter på hver side av et sperregjerde (Fig. 1). Beita lokalitet er kartlagt som *sterkt kalkrik eng med klart hevdpreg* (T32-C-8), og beites av sau og noe storfe. Ubeita lokalitet er kartlagt som *sterkt kalkrik eng med mindre hevdpreg* (T32-C-7) og har vært brakklagt i omtrent 60 år (siden gjerdet kom opp) og har i dag lavt beitetrykk.



Fig. 2: Tydelig forskjell på ubeita og beita vegetasjon i Estenstad.

Valdres

Studieområdene Helin og Haldorbu ligger i henholdsvis Vang og Øystre Slidre kommune i Valdres. Berggrunnen i Helin er kalkrik (Mobæk et al., 2022), mens Haldorbu har et intermediært kalknivå (Tab. 3). I Helin ligger beita og ubeita lokaliteter på vestsida av vatnet Helin, ca. 6 km unna hverandre. Beita lokalitet ligger i et inngjerda storfebeite og er kartlagt som *kalkrik fukteng med klart hevdpreg og svakt preg av gjødsling* (T32-C-10). Ubeita lokalitet er *høgstaudeskog* (T4-C-18), og har vært brakklagt i ca. 15 år, med et svært lavt beitetrykk med noe sau. I Haldorbu ligger lokalitetene ca. 1 km fra hverandre i et gammelt seterlandskap. Beita lokalitet er *svak lågurtskog* (T4-C-2) og en del av det inngjerda beitet til sauer og storfe (Rekdal & Angeloff, 2013). Den ubeita lokaliteten er kartlagt som *sterkt intermediær litt kalkrike myr- og sumpskogsmark* (V2-3). Tidspunkt siden brakklegging er noe usikkert, men har avtatt gradvis over mange år og er i dag svært lavt.

Trysil

Studieområdene Løpsetra og Storløpsetra ligger i Trysil kommune. Berggrunnen er kalkfattig og vegetasjonen på begge studieområder er kartlagt som *blåbærskog* (T4-C-1). I Trysil ble det i 2008 satt opp et rovdysikkert elektrisk gjerde rundt Flendalen beiteområde (Todnem & Lunnan, 2012). Her ligger begge beita lokaliteter til Storløpsetra og Løpsetra, i nærheten av to nedlagte setre. De tilhørende ubeita lokalitetene ligger på utsiden av rovdryrgjerdet, og har vært brakklagt i ca 15 år, siden gjerdet ble satt opp.

Datainnsamling

Innsamling av data i felt bestod i hovedsak av to deler: ruteanalyser og biomasseanalyser. I ruteanalysene ble plantearter, dekningsgrad og økologiske variabler registrert i ruter på $8\text{ m} \times 8\text{ m}$. I biomasseanalysene ble plantearter registrert og biomasse høstet i ruter på ca $1\text{ m} \times 1\text{ m}$.

Ruteanalyser

I hvert studieområde ble det lagt ut tre permanente ruter på $8\text{ m} \times 8\text{ m}$ på beita lokalitet og tre på ubeita lokalitet. Til sammen ble det lagt ut 36 ruter, der 18 var i beita og 18 i ubeita vegetasjon. Rutene ble tilfeldig plassert ved bruk av metoden *stratified random sampling* (Økland, 1990). Metoden tok utgangspunkt i en linje (som gjerde eller sti) i studieområdet, gjerne som utgjorde skillet mellom beita og ubeite lokalitet. Den aktuelle delen av linjen ble markert ved start og slutt med metallrør, og ble videre brukt som utgangspunkt for å legge ut transekter på tvers. Det ble laget en skisse av linje og transekter, og mulige ruter for studien ble tegnet inn på transektene. Potensielle ruter ble nummerert og videre trukket tilfeldig. For at en trukket rute skulle bli med i studien måtte den også oppfylle noen forhåndsbestemte kriterier. Ruten ble forkastet hvis den lå for nær en annen trukket rute (f.eks. ved siden av hverandre på samme transekt eller for tett innpå en trukket rute i nabo-transektet), havnet i en annen vegetasjonstype enn den dominerende (f.eks hvis den havnet på myr eller på sterkt menneskepåvirket mark som veg) og hvis stein hadde mer enn 50 % dekning i ruta. På beita lokaliteter ble i tillegg ruta forkastet dersom tre- eller busksjikt ble vurdert som så tett at ruta var utilgjengelig for beitedyr.

Rutene ble lagt ut ved oppstart av feltarbeidet i 2021 og 2022. Hver rute ble merket med 10 cm lange aluminiumsrør i bakken i hvert hjørne og i sentrum, slik at man ved hjelp av en metalledetektor skulle kunne finne tilbake til nøyaktig samme rute ved registrering andre gang. GPS-posisjon ble notert ned for alle ruter. Starten på transektene ble også markert ved innrissing i gjerdestolper eller med metallrør, og retningen på transektet i forhold til stien/gjerdet ble notert.

Alle ruter ble analysert to ganger i henholdsvis to ulike år og på omtrent samme tidspunkt i vekstsesongen. Ruteanalysene i Nord-Østerdalen og Trysil ble gjennomført i første halvdel av juli i 2021 og 2022 og i Valdres ble de gjennomført i midten av august i 2022 og 2024. På Løpsetra ble ruteanalysene bare gjennomført første år, juli 2021, fordi det var hogst på studieområdet etter første års registrering.

I hver rute registrerte vi dekning av alle karplantearter (Vedlegg 4) etter metoden Hult-Sernander-Du Rietz (Du Rietz, 1921). Dekningsgraden ble registrert på en skala fra 1-5 (Tab. 4). Skalaen er logaritmisk, slik at en forskjell i mengde vektlegges sterkere for små mengder enn for store mengder (Skoglund, 2011). Følgende økologiske variabler ble også notert: dekningsgrad (%) av naken jord, strø, stein/fjell, gras, urter, felt, busker, trær og moser, samt gjennomsnittlig høyde på felt- busk- og tresjikt, type beitedyr, beitegrad (Tab. 5) og naturtype kartlagt etter NiN versjon 2.3 (Bratli m.fl. 2022). Nomenklaturen for alle registrerte planter fulgte Norsk Flora (Elven et al., 2022).

Tab. 4: Hult-Sernander Du Rietz dekningsgradskala (Du Rietz, 1921).

Kode	1	2	3	4	5
Dekningsklasse	1 - 6,25 %	6,25 - 12,5 %	12,5 - 25 %	25 - 50 %	50 - 100 %

Tab. 5: Beitegrad på en skala fra 1-5, basert på feltinstruksen til programmet 3Q - tilstandsovervåking og resultatkontroll i jordbrukets kulturlandskap (Pedersen et al., 2020).

Grad	Beskrivelse
1	Ikke beita: vegetasjonen viser ikke spor etter beiting.
2	Svakt beita: tydelige beitespor, men lite av samla vegetasjon er beita bort.
3	Godt beita: vegetasjonen er sterkt beiteprega, men ikke snaubeita.
4	Sterkt beita: mye av vegetasjonen er beita bort, men bare flekkvis snaubeita.
5	Svært sterkt beita: vegetasjonen er snaubeita og har et <i>slitt</i> preg med mye husdyrgjødsel på marka.

Beiteanalyser

Det ble på hver lokalitet utført 3-4 beiteanalyser, der biomasse ble høstet og plantearter registrert i 3-4 ruter à ca. 1m × 1m. For å hindre beiting av vegetasjonen ble det satt ut beitebur på følgende lokaliteter: beita lokalitet i Vingelen, begge lokaliteter på Estenstad, beita lokalitet i Helin og begge lokaliteter i Haldorbu. Det ble ikke satt ut beitebur på studieområdene i Trysil på grunn av svært lavt beitetrykk. Størrelsen på beiteburene varierte noe, avhengig av hva NIBIO hadde tilgjengelig. Antall beiteanalyser på hver lokalitet varierte også noe.

Beiteburene ble plassert på ut tidlig på våren, på vegetasjon som var representativt for lokaliteten og i nærheten av ruteanalysene. Burene ble festet med plugger i bakken. Der vi ikke hadde beitebur tilgjengelig ble det brukt en tommestokk til å markere ruter på 1m × 1m. I motsetning til der det stod beitebur, var plasseringen av disse ulik for de to årene (det ble ikke satt ut metallrør eller tatt nøyaktig GPS-posisjon).

Første beiteregrering ble gjennomført i 2023 på alle studieområder. I Nord-Østerdalen, Valdres og på beita lokalitet på Storløpsetra ble andre registrering gjort i 2024. På Løpsetra hadde lokalitetene blitt hogd etter første registrering, registreringene her ble derfor bare gjennomført i 2023. Storløpsetra ubeita ble også bare registrert første år, fordi vi ikke kom oss inn til studieområdet andre år.

For hvert beitebur/rute registrerte vi alle plantearter til stede. Vegetasjonen ble deretter høstet med en batteridrevet hekksaks til ca. 3 cm over bakkenivå. Planter preferert av beitedyr ble

inkludert i prøven, resten av plantene ble luket vekk fordi vi i denne analysen var interessert i å undersøke fôr kvaliteten på beiteplantene, altså plantene beitedyra spiste. Typiske arter som ble luket vekk var tyrihjelms (Aconitum septentrionale), einer (Juniperus communis), krekling (Empetrum nigrum) og tyttebær (Vaccinium vitis-idaea). Høstet biomasse ble lagt i en ID-merket pose av pustende materiale. Alle planteprøver ble fryst ned så raskt som mulig etter høsting (maks 3-4 dager), og lagret i en fryser i NIBIOs lokaler i Valdres.

Biomassen fra beiteprøvene ble analysert i løpet av vinteren. Prøvene ble da tint og deretter sortert i tre funksjonelle grupper: graminider, urter (inkl. karsporeplanter) og vedplanter. Etter sortering ble plantematerialet tørket i et tørkeskap på ca. 60-70° C til plantematerialet nådde konstant vekt (i minst 48 timer). Tørrestoffvekten ble deretter registrert for de tre funksjonelle gruppene. Forskjeller i bur-areal ble korrigert for ved utregning av biomassevekt.

Annen datainnsamling

I løpet av august 2024 intervjuet jeg grunneiere og andre med relevant kunnskap for hvert av de undersøkte studieområdene, totalt 5 intervju (Vedlegg 1). Intervjuene tok utgangspunkt i en mal som tok for seg nåværende og historisk bruk av arealene, beitehistorikk, beitetrykk, seterdrift i området, brakkleggingstidspunkt, samt annen relevant informasjon for studiet (Vedlegg 2). Jeg supplerte informasjonen fra intervjuene med litteratur om vegetasjon og beitehistorikk.

Statistisk metode

Statistiske analyser ble utført på to datasett: (1) rutedata for analyser av artsrikdom og artssammensetning og (2) biomassedata for analyser av tørrestoffvekt. Artene ble sortert i funksjonelle grupper: graminider, urter (inkl. karsporeplanter) og vedvekster. Aktuelle arter ble også klassifisert som skog- eller engarter med utgangspunkt i den komplekse miljøvariabelen *hevdintensitet* i generaliserte artslistene, NiN 2.1 (Halvorsen et al., 2016).

Alle statistiske analyser, tester og grafiske framstillinger ble utført med R (R Core Team, 2024) i R Studio (Posit team, 2024). For å organisere data brukte jeg pakkene *readxl* (Wickham & Bryan, 2025), *dlpyr* (Wickham et al., 2023) og *tidyr* (Wickham et al., 2024). Figurer ble laget med pakkene *ggplot2* (Wickham, 2016), *ggrepel* (Slowikowski, 2024) og

viridisLite (Garnier et al., 2023). Chat GPT (OpenAI, 2025) ble brukt som støtteverktøy til koding, visualisering og tolkning av resultater, i tråd med NMBUs retningslinjer for bruk av kunstig intelligens (NMBU, 2025).

Artsrikdom

For å sammenligne artsrikdom i ruter med ulikt kalknivå og beitebehandling kjørte jeg en *generalisert lineær blanda modell* (GLMM) fra pakken *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) for følgende responsvariabler: graminider, urter, vedvekster, skogsarter, engarter og totalt antall arter. Forklaringsvariabler var beite og kalknivå, inkludert interaksjoner mellom disse. Rute var tilfeldig effekt i modellen, for å ta høyde for variasjon mellom år, da dette ga en best tilpasset modell.

For å tilpasse modellene vurderte jeg aktuelle regresjonsmodeller og tilfeldige effekter for hver responsvariabel. Responsvariablenes fordeling ble vurdert med histogram, varians og median. På grunn av få registrerte arter i Trysil var responsvariablene venstreskjeve og over- eller underfordelte. For å håndtere dette brukte jeg *Truncated Conway Maxwell-Poisson*-fordeling (Brooks et al., 2017) for samtlige responsvariabler. For engarter ble kalkfattige ruter ekskludert fra modellen, da kun én engart var registrert her. Modelltilpasningene ble vurdert med residualplott laget med pakken *DHARMA* (Hartig, 2024) og modellenes AIC-verdier. En parvis post-hoc-test ble kjørt for alle responsvariabler med pakken *emmeans* (Lenth, 2024).

Biomasseanalyser

For å sammenligne tørrstoffvekt i ruter med ulikt kalknivå og beitebehandling brukte jeg en *lineær blanda modell* (LMM) fra pakken *lme4* (Bates et al., 2015) for følgende responsvariabler: tøffstoffvekt av graminider, urter, vedvekster og total tørrstoffvekt. Forklaringsvariabler var beite og kalknivå, inkludert interaksjoner mellom disse. Rute nøstet i lokalitet var tilfeldig effekt, for å ta hensyn til variasjon mellom år og studieområder. Responsvariablenes fordeling ble vurdert med histogram, varians og median. For å håndtere skjevfordelte og ikke-normalfordelte data, ble alle responsvariabler kubikkrot-transformert. Modelltilpasningene ble vurdert med residualplott fra pakkene *DHARMA* (Hartig, 2024) og

stats (R Core Team, 2024), samt modellenes AIC-verdier. En parvis post-hoc-test ble kjørt for alle responsvariabler med pakken *emmeans* (Lenth, 2024).

Artssammensetning

For å teste effekten av kalknivå og beite på artssammensetningen kjørte jeg en *kanonisk korrelasjonsanalyse* (CCA). Rute var betinget variabel i modellen, for å ta høyde for variasjon mellom år.

For å visualisere variasjon i artssammensetning i rutene brukte jeg en *ikke-metrisk flerdimensjonal skalering* (NMDS) basert på artenes dekningsgrad. Artenes opprinnelige dekningsklasser (1-5) fra Hult-Sernander-skalaen (Du Rietz, 1921) ble transformert til korresponderende verdier for dekning i prosent, ved bruk av det geometriske gjennomsnittet for hver dekningsklasse (Oksanen, 1976). For å validere NMDS kjørte jeg en *detrendet korrespondansanalyse* (DCA) som sammenlignet akseverdiene fra NMDS og DCA med *Kendall's rangkorrelasjonskoeffisient*. Resultatet fra DCA viste en høy korrelasjon med NMDS, og vil ikke bli presentert i oppgaven. Alle ordinasjonsanalyser ble utført med pakken *vegan* (Oksanen et al., 2024).

Jeg undersøkte korrelerende miljøvariabler med funksjonen *cor*, og visualiserte resultatet med funksjonen *heatmap* (R Core Team, 2024). For å redusere multikollinearitet ble sterkt korrelerende miljøvariabler fjernet, med unntak av beitegrad og dekning gras, da korrelasjonen var relevant for resultatene. For å teste korrelasjon mellom miljøvariablene og hovedaksene i NMDS brukte jeg funksjonen *envfit* fra pakken *vegan* (Oksanen et al., 2024). Følgende miljøvariabler ble inkludert: dekning av stein/fjell, gras, busker, trær, moser, høyde på feltsjikt og beitegrad. Videre ble signifikante miljøvariabler lagt til i NMDS-plottet med funksjonen *envfit* (Oksanen et al., 2024).

Resultater

Artsrikdom

Totalt antall arter i rutene økte gradvis med kalknivå, med signifikant flere arter både i intermediære og kalkrike ruter sammenligna med kalkfattige ruter (Fig. 3, Tab. 6).

Interaksjonen mellom beite og kalknivå var signifikant, og kalkfattige ruter hadde signifikant flere arter i ubeita ruter enn beita (Tab. 6). Post-hoc testen viste en motsatt, ikke-signifikant trend i intermediære og kalkrike ruter, med færre arter i ubeita vegetasjon enn beita (Fig 3, Tab.7).

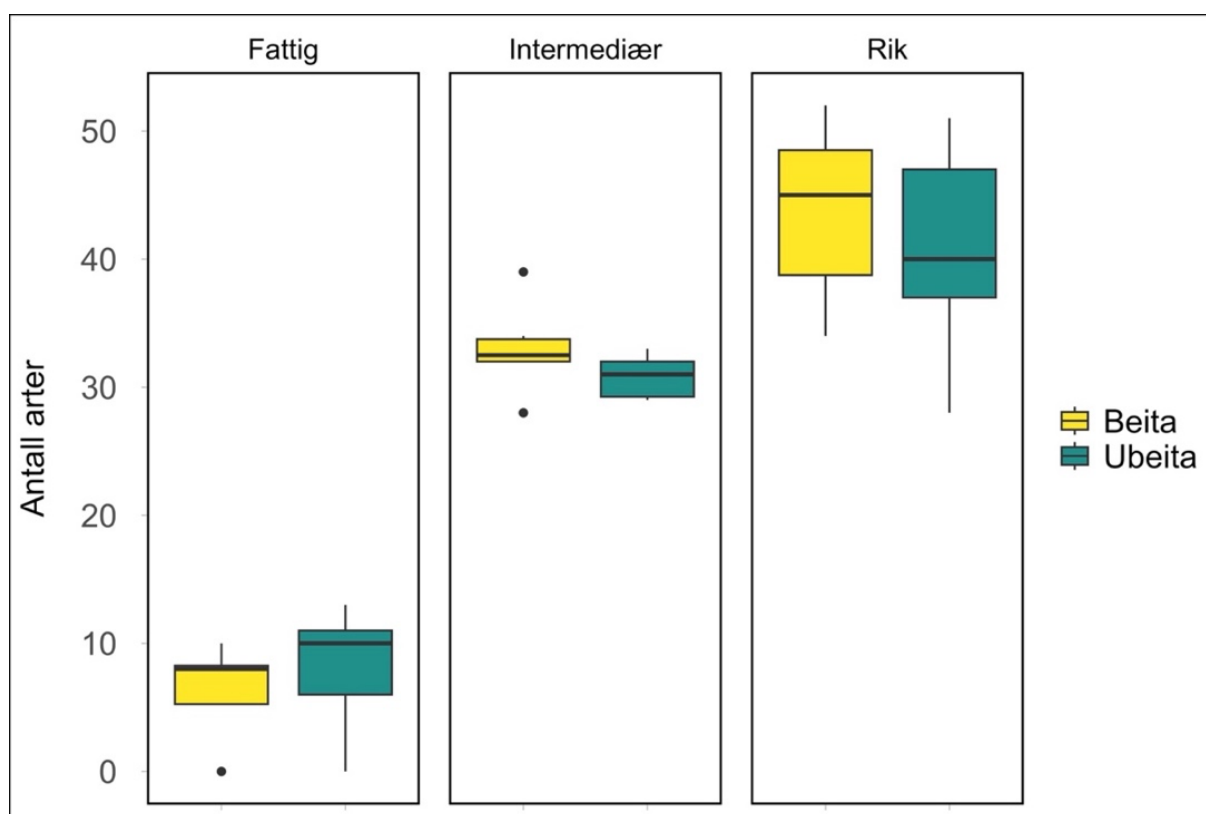


Fig. 3: Totalt antall arter registrert i beita og ubeita vegetasjon med ulikt kalknivå, basert på registreringer i ruter på 8m × 8m. Tre kalknivåer er representert med n=36 for rik, n=12 for intermediær, n=18 for fattig vegetasjon.

Tab. 6: Resultat av en *generalisert lineær blanda modell* (GLMM) som sammenligner artsrikdom i ruter med ulikt kalknivå og beitebehandling, inkludert interaksjoner mellom disse. Resultatet er oppgitt i estimat, standardfeil, z-verdi og p-verdi. Intercept viser beita ruter på fattig kalknivå. Rute var tilfeldig effekt i modellen. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Artsrikdom	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	2,104	0,065	32,39	<0,001 ***
Intermediært kalknivå	1,390	0,093	14,99	<0,001 ***
Rikt kalknivå	1,668	0,075	22,27	<0,001 ***
Ubeita	0,251	0,089	2,83	0,005 **
Interm. kalknivå * ubeita	-0,319	0,129	-2,47	0,014 *
Rikt kalknivå * ubeita	-0,308	0,103	-2,98	0,003 **

Tab. 7: Resultat fra en *post-hoc-test* som sammenligner artsrikdom i ruter med ulikt kalknivå og beitebehandling, basert på GLMM (Tab. 6). Resultatene er oppgitt i estimat, standardfeil, z-verdi og p-verdi. Estimaten er eksponerte og representerer forventet endring i % av artsrikdom i beita sammenlignet med ubeita ruter. Negativ verdi indikerer lavere artsrikdom i beita ruter. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Artsrikdom	Kontrast	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Fattig kalknivå	Beita-ubeita	-0,251	0,089	-2,83	0,0047 **
Intermediært kalknivå	Beita-ubeita	0,068	0,094	0,720	0,472
Rik	Beita-ubeita	0,056	0,053	1,067	0,287

Antall arter av graminider, urter og vedvekster

Antall arter av graminider økte signifikant med kalknivå, med flere arter i intermediære og rike ruter sammenlignet med fattige (Tab. 8, Fig. 4). Interaksjonen mellom beite og kalknivå var også signifikant (Tab. 8). Post-hoc-testen viste en trend med færre graminider i ubeita vegetasjon enn i beita, både i intermediære og kalkrike ruter, med signifikant forskjell i på kalkrik berggrunn (Tab. 9). Kalkfattige ruter viste en motsatt, ikke-signifikant trend med flere graminider i ubeita vegetasjon enn beita (Tab. 8, Tab. 9).

Antall arter av urter økte signifikant med kalknivå, med flere arter i både intermediære og kalkrike ruter enn fattige (Tab. 8, Fig. 4). Interaksjonen mellom beite og kalknivå var

signifikant (Tab. 8). I vegetasjon på kalkfattig berggrunn var det signifikant flere urter i ubeita ruter enn i beita (Tab. 8). Post-hoc-testen viste en motsatt, ikke-signifikant trend i rike og intermediære ruter, med flere arter i beita ruter enn i ubeita (Tab. 9).

Kalknivå hadde ingen signifikant effekt på antall arter av vedvekster (Tab. 8, Fig. 4). Derimot var interaksjonen mellom kalkrike ruter og beite signifikant (Tab. 8). Det var signifikant flere vedvekster i ubeita ruter enn i beita i vegetasjon på kalkrik berggrunn (Tab. 9). I intermediære og kalkfattige ruter var det ingen signifikant forskjell på antall vedvekster i beita og ubeita ruter (Tab. 8, Tab. 9).

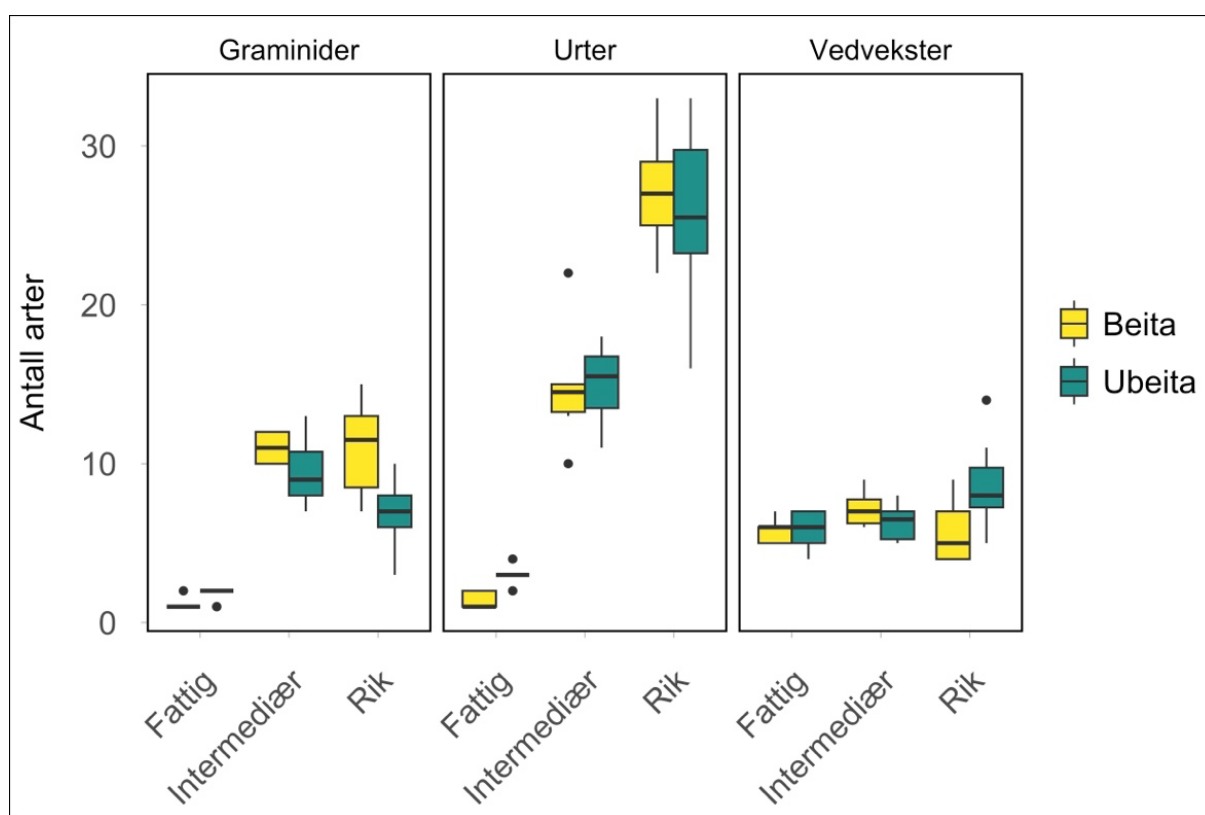


Fig. 4: Registreringer av arter sortert i funksjonelle grupper (graminider, urter og vedvekster) i beita og ubeita vegetasjon med ulikt kalknivå, i ruter på 8m × 8m. Tre kalknivåer er representert med n=36 for rik, n=12 for intermediær, n=18 for fattig vegetasjon.

Tab. 8: Resultatet av *generaliserte lineære blanda* modeller (GLMM) som sammenligner antall arter av graminider, urter og vedvekster i ruter med ulik beitebehandling og kalknivå, inkludert interaksjoner mellom disse. Resultatet er oppgitt i estimat, standardfeil, z-verdi og p-verdi. Intercept viser beita ruter på fattig kalknivå. Rute var tilfeldig effekt i modellene. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Graminider	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	-0,146	0,336	-0,434	0,664
Intermediært kalknivå	2,538	0,352	7,202	<0,001***
Rikt kalknivå	2,533	0,342	7,406	<0,001***
Ubeita	0,685	0,365	1,877	0,061
Interm. kalknivå * ubeita	-0,840	0,396	-2,122	0,034 *
Rikt kalknivå * ubeita	-1,147	0,376	-3,049	0,002 **
Urter	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	0,298	0,188	1,585	0,113
Intermediært kalknivå	2,389	0,207	11,541	<0,001***
Rikt kalknivå	2,997	0,194	15,483	<0,001***
Ubeita	0,789	0,219	3,601	<0,001***
Interm. kalknivå * ubeita	-0,775	0,250	-3,098	0,002 **
Rikt kalknivå * ubeita	-0,837	0,228	-3,671	<0,001***
Vedvekster	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	1,736	0,090	19,241	<0,001***
Intermediært kalknivå	0,223	0,149	0,134	0,134
Rikt kalknivå	-0,039	0,115	-0,342	0,732
Ubeita	0,029	0,127	0,226	0,821
Interm. kalknivå * ubeita	-0,154	0,211	-0,730	0,465
Rikt kalknivå * ubeita	0,402	0,160	2,503	0,012 *

Tab. 9: Resultat fra en *post-hoc-test* som sammenligne artsrikdom av graminider, urter og vedvekster i beita og ubeita ruter i de ulike kalknivåene, basert på GLMM (Tab. 8). Estimatenes er eksponerte og representerer forventet endring i % av artsrikdom i beita sammenlignet med ubeita ruter. Negativ verdi indikerer lavere artsrikdom i beita ruter. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Graminider	Kontrast	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	-0,685	0,365	-1,877	0,061
Intermediær	Beita-ubeita	0,155	0,155	1,001	0,317
Rik	Beita-ubeita	0,462	0,092	5,030	<0,001***
Urter	Kontrast	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	-0,789	0,219	-3,601	<0,001***
Intermediær	Beita-ubeita	-0,014	0,120	-0,115	0,909
Rik	Beita-ubeita	0,048	0,064	0,757	0,449
Vedvekster	Kontrast	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	-0,029	0,127	-0,226	0,821
Intermediær	Beita-ubeita	0,126	0,169	0,744	0,457
Rik	Beita-ubeita	-0,430	0,098	-4,412	<0,001***

Skogsarter og engarter

Antall skogsarter økte signifikant med kalknivå, med flere arter i både i kalkrike og intermediære ruter enn fattige (Tab. 10, Fig. 5). Interaksjonen mellom intermediært kalknivå og beite var svakt signifikant, mens interaksjonen mellom rikt kalknivå og beite var ikke signifikant (Tab. 10). Post-hoc testen viste at både kalkfattige og kalkrike ruter hadde signifikant flere skogsarter i ubeita ruter sammenlignet med beita (Tab. 11). Intermediære ruter viste en motsatt, ikke-signifikant trend, med flere skogsarter i beita ruter (Tab. 11)

Det var ingen signifikant forskjell på antall engarter i intermediære og kalkrike ruter (Tab. 10, Fig. 5). Selv om interaksjonen mellom beite og rikt kalknivå ikke var signifikant (Tab. 10), viste post-hoc-testen at det var signifikant færre engarter i ubeita ruter enn i beita, både i intermediære og kalkrike ruter (Tab 11). I fattig vegetasjon var det kun registrert én engart; vegetasjonstypen ble derfor utelatt fra analysene.

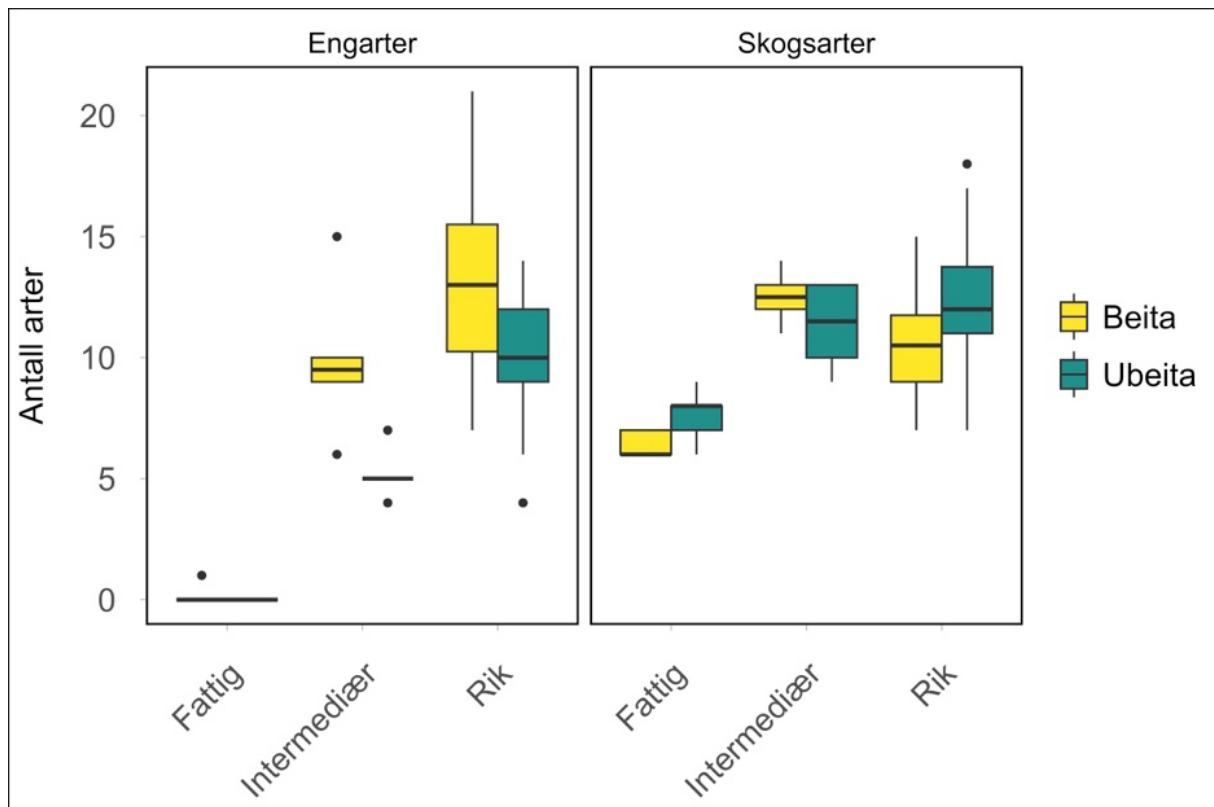


Fig. 5: Registreringer av skogsarter og engarter i ruter med ulik beitebehandling og kalknivå, ruter på 8m × 8m. Tre kalknivåer er representert: n=36 for rik, n=12 for intermediær, n=18 for fattig.

Tab. 10: Resultat av *generaliserte lineære blanda modeller* (GLMM) som sammenligner antall engarter og skogsarter i ruter med ulik beitebehandling og kalknivå, inkludert interaksjoner mellom disse. Resultatene er oppgitt i estimat, standardfeil, z-verdi og p-verdi. Intercept viser kalkfattige beita ruter for skogsarter og intermediære beita ruter for engarter. Rute var tilfeldig effekt i modellen. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$

Skogsarter	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	1,841	0,070	26,145	<0,001***
Intermediært kalknivå	0,681	0,107	6,339	<0,001***
Rikt kalknivå	0,501	0,085	5,875	<0,001***
Ubeita	0,203	0,097	2,092	0,036 *
Interm. kalknivå * ubeita	-0,305	0,151	-2,016	0,044 *
Rikt kalknivå * ubeita	-0,045	0,118	-0,383	0,702
Engarter	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept	2,267	0,146	15,549	<0,001***
Rikt kalknivå	0,274	0,167	1,638	0,101
Ubeita	-0,638	0,218	-2,926	0,003 **
Rikt kalknivå * ubeita	0,396	0,248	1,602	0,109

Tab. 11: Resultat fra en *post-hoc-test* som sammenligne artsrikdom av skogsarter og engarter i beita og ubeita ruter i de ulike kalknivåene, basert på GLMM (Tab. 10). Estimatenes er eksponerte og representerer hvor mange prosent artsantall som forventes i beita sammenligna med ubeita ruter. Negativ verdi indikerer lavere artsrikdom i beita ruter. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Skogsarter	Kontrast	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	-0,203	0,097	-2,092	0,036 *
Intermediær	Beita-ubeita	0,101	0,116	0,875	0,381
Rik	Beita-ubeita	-0,158	0,067	-2,346	0,019 *
Engarter	Kontrast	Estimat	St. feil	Z-verdi	P-verdi
Intermediær	Beita-ubeita	0,638	0,218	2,926	0,003 **
Rik	Beita-ubeita	0,242	0,117	2,067	0,039 *

Artssammensetning

NMDS antydte kalkgradienten som den viktigste forklaringen på artssammensetningen, fravær av beite hadde ulik effekt langs kalkgradienten (Fig 6). Rutene grupperte seg tydelig langs NMDS1 (førsteaksen) etter kalknivå, med kalkrike ruter til venstre og kalkfattige til høyre (Fig. 6). Særlig kalkfattige ruter skilte seg klart fra intermediære og kalkrike ruter, mens de to sistnevnte hadde noe overlapp. Dette indikerte at intermediære og rike ruter hadde en likere artssammensetning enn fattige. NMDS1 antydte også at beiteeffekten varierte med kalknivå, visualisert ved at beita og ubeita ruter grupperte seg ulikt innad i de ulike kalknivåene (Fig. 6). I vegetasjon på kalkfattig berggrunn samlet beita ruter seg nederst til høyre, mens de i vegetasjon på kalkrik berggrunn lå lengst til venstre (Fig. 6). Intermediære ruter viste ingen tydelige mønstre.

Tolkningen av at NMDS1 representerte kalkgradienten ble også støttet av resultatene fra den *kanoniske korrespondanseanalysen* (CCA), som viste at kalknivå hadde en sterk signifikant effekt på artssammensetningen (Tab. 12). CCA viste også at beite alene ikke hadde noen signifikant påvirkning, men at interaksjonen mellom kalknivå og beitebehandling hadde en sterkt signifikant effekt på artssammensetningen, som støttet tolkningen av at beiteeffekten varierer langs kalkgradienten. Miljøvariablene *dekning av gras*, *dekning av busker* og *beitegrad* korrelerte negativt med NMDS1, mens *dekning av moser* korrelerte positivt med NMDS1 (Tab. 13).

NMDS2 (andreaksen) indikerte en gradient for gjengroing. Øverst i diagrammet forekom arter typisk for gjengroingsmark, som skogrørkvein, svartvier og mjødurt (Mossberg & Stenberg, 2018), samt en konsentrasjon av skogsarter (Vedlegg 3) og fuktighetskrevede arter som kildemarikåpe og trådsiv (Fig. 7). Også den dominerende arten tyrihjelms plasserte seg her. Nederst var det flest engarter, hvorav en del små og lyselskende arter som marinøkkel, fjellfrøstjerne, legeveronika, hvitkløver, fjellbakkestjerne, stortveblad, hårstarr og småengkall. Miljøvariablene *dekning av trær* og *naken jord* korrelerte positivt med NMDS2 (Fig.7, Tab. 13).

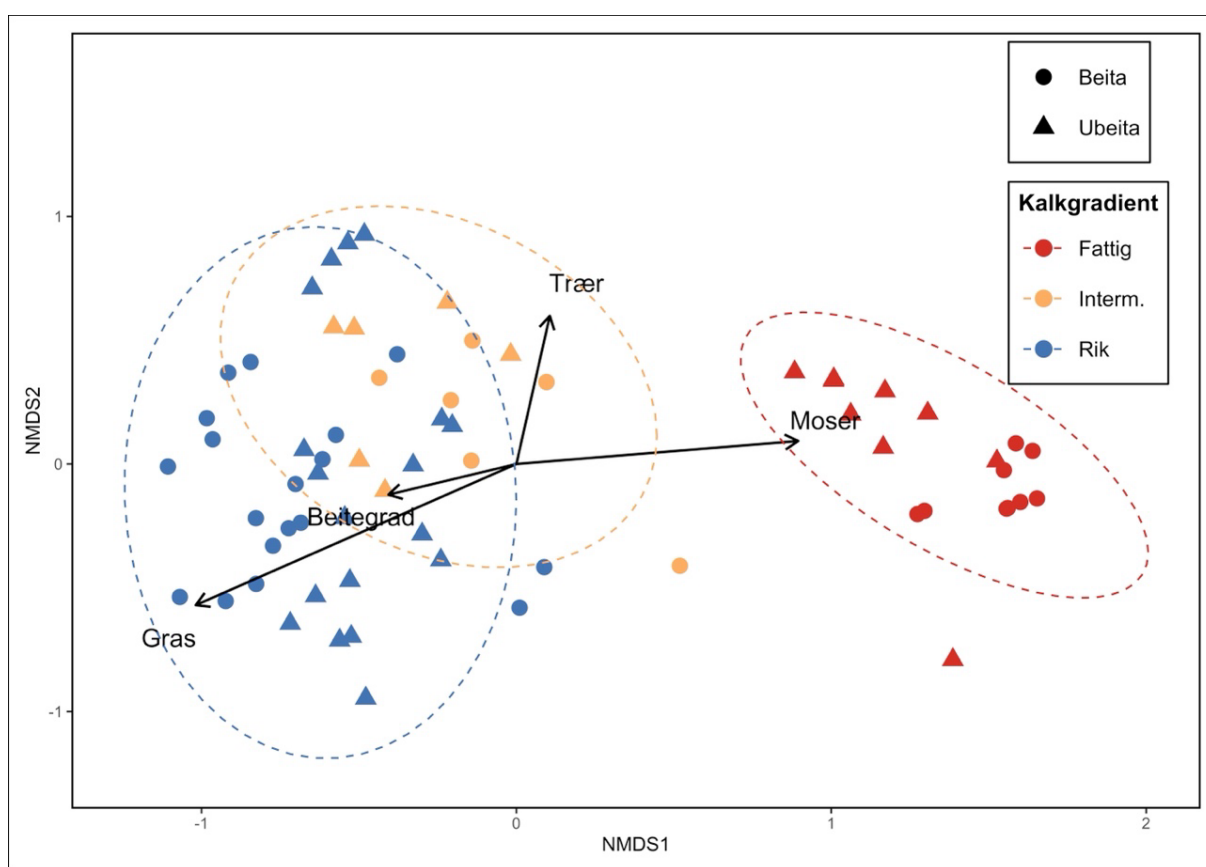


Fig. 6: NMDS-ordinasjon av artssammensetning i beita og ubeita ruter med ulikt kalknivå. Hvert symbol representerer én rute. Farger representerer kalknivå og symbol skiller beita og ubeita ruter. Pilene viser korrelasjon mellom NMDS-aksene og miljøvariablene: dekningsgrad av gras, moser, trær og beitegrad. Lengde på pilene er korrelert med forklaringsgrad. Ellipsene viser et 95 % konfidensintervall for hvert kalknivå.

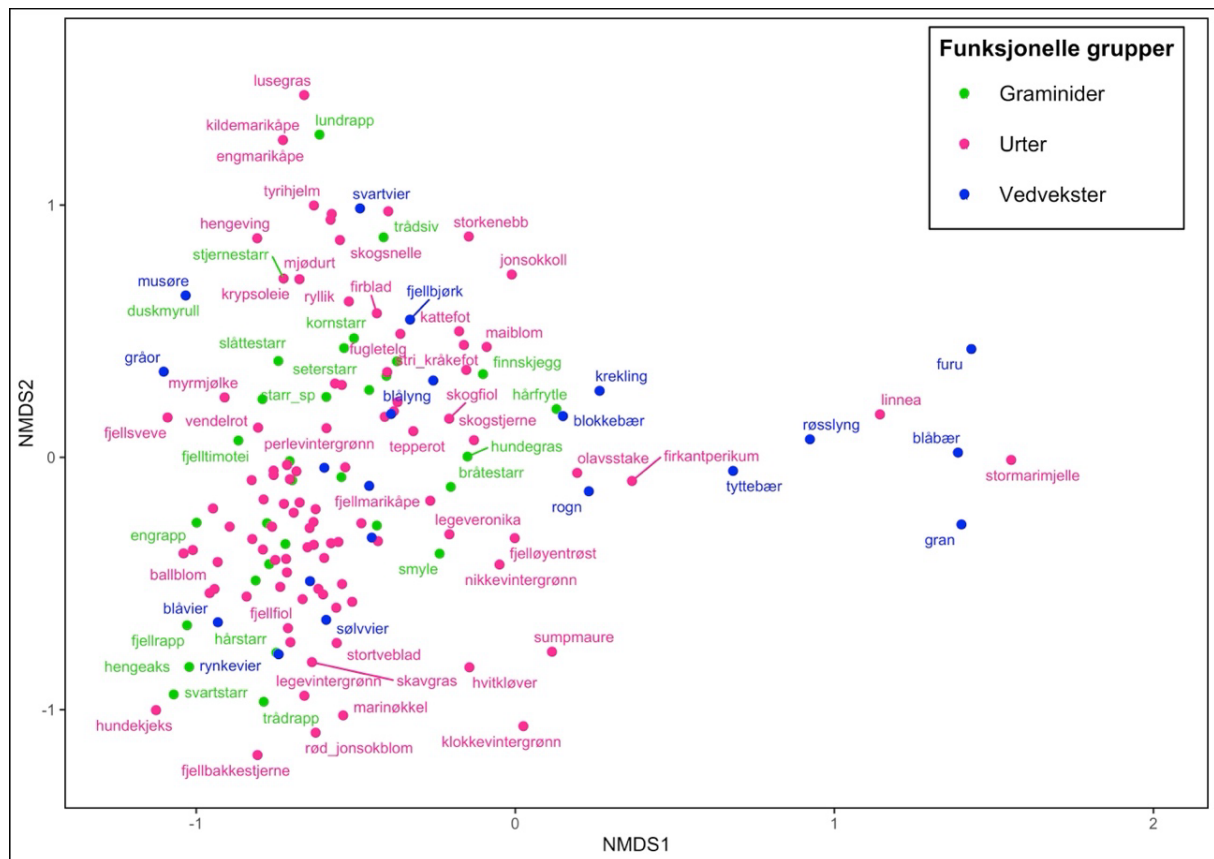


Fig. 7: Artsplott fra NMDS-ordinasjon av artssammensetning i beita og ubeita ruter med ulikt kalknivå. Artene er representert ved punkter, funksjonelle grupper er markert med farge. Streker kobler artsnavn og plassering langs hovedaksene i NMDS-plottet. Figurene er basert på registreringer i $8\text{ m} \times 8\text{ m}$ ruter, $n = 66$.

Tab. 12: Resultat fra en CCA som viser hvordan artssammensetning påvirkes av beite og kalknivå, inkludert interaksjonen mellom disse. Resultatet er oppgitt i frihetsgrader, varians, f-verdi og p-verdi. Rute var inkludert som betinget variabel i modellen. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Artssammensetning	Frihetsgrader	Varians	F-verdi	P-verdi
Kalknivå	2	0,758	7,287	<0,001***
Beitebehandling	1	0,068	1,299	0,286
Kalkgradient * beitebehandling	1	0,186	1,788	<0,001***

Tab. 13: Resultater fra envfit-analysen viser korrelasjon mellom miljøvariabler og hovedakser i NMDS for artssammensetning i ruter med ulik beitebehandling og kalknivå, basert på artenes dekningsgrad. NMDS1 viser korrelasjon med førsteaksen og NMDS 2 viser andreaksen. R^2 indikerer andelen variasjon i artssammensetning forklart av hver miljøvariabel. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Miljøvariabel	NMDS1	NMDS2	R^2	P-verdi
Stein/fjell, dekning	0,062	0,998	0,052	0,183
Gras (dekning)	-0,872	-0,490	0,730	<0,001***
Busker (dekning)	-0,978	-0,210	0,134	0,014 *
Trær (dekning)	0,178	0,984	0,373	<0,001***
Moser (dekning)	0,996	0,086	0,561	<0,001***
Høyde feltsjikt	-0,775	0,632	0,128	0,009 **
Beitegrad	-0,953	-0,304	0,266	<0,001***

Beitekvalitet målt i tørrstoffvekt

Total tørrstoffvekt av beiteplanter

Verken kalkgradient, beite eller interaksjoner mellom disse påvirket den totale tørrstoffvekta av beiteplanter signifikant (Fig. 8, Tab. 14). Trenden i vegetasjon på kalkfattig og intermediær berggrunn var likevel mer biomasse i ubeita enn beita ruter (Tab. 15).

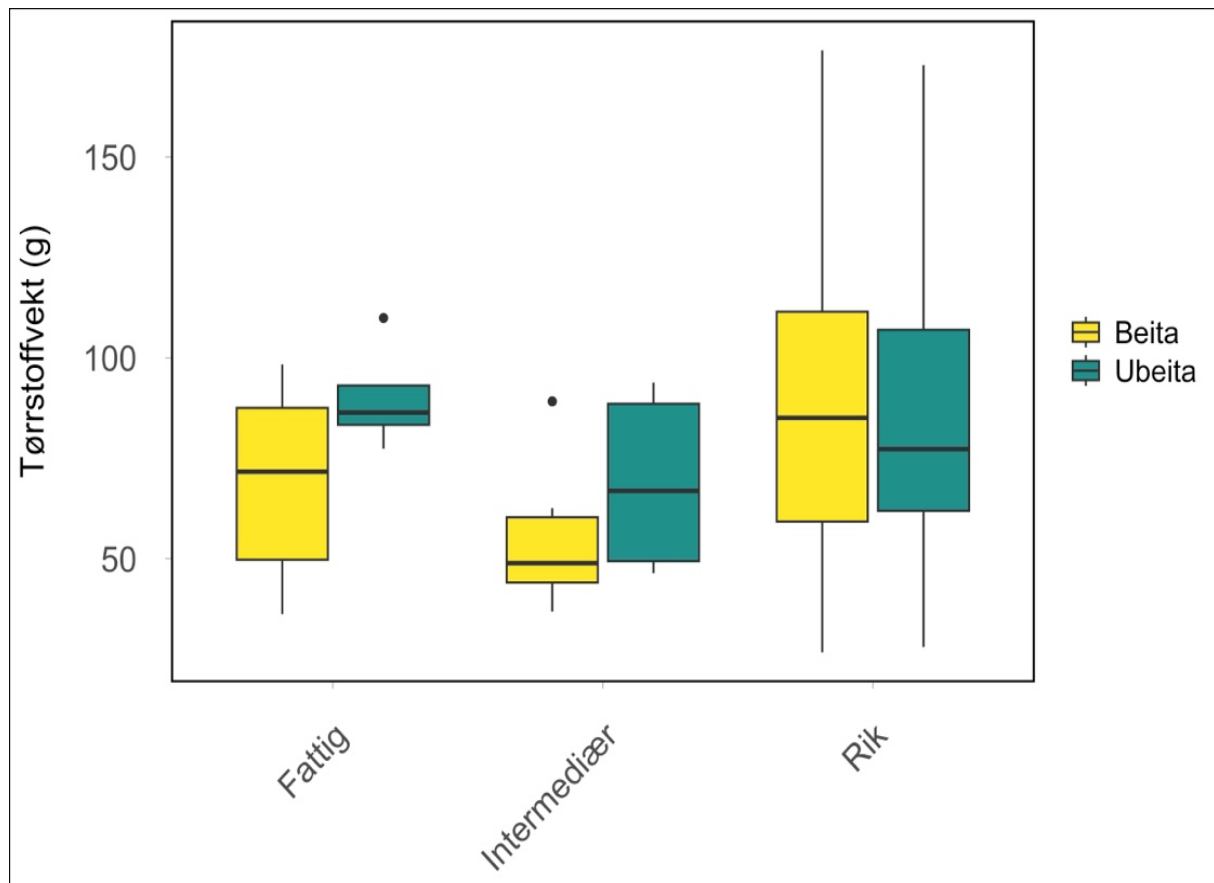


Fig. 8: Total tørrstoffvekt (g) av beiteplanter, høstet i beitebur/ruter på ca. 1m². Tre kalknivåer er representert med n=42 i rik, n=11 i intermediær og n=11 i fattig. Figuren presenterer ikke-transformerte responsvariabler.

Tørrstoffvekt av funksjonelle grupper

Tørrstoffvekta av graminider økte gradvis med kalknivå i beita ruter, med signifikant mer biomasse både i intermediære og kalkrike ruter sammenligna med fattige (Fig 9, Tab 14). Interaksjonen mellom kalknivå og beite var ikke signifikant (Tab. 14). Beite hadde heller ingen signifikant effekt på tørrstoffvekta i kalkfattige og intermediære ruter (Tab.14, Tab. 15). Derimot viste post-hoc-testen at tørrstoffvekta av graminider ble sterkt signifikant redusert i ubeita ruter på kalkrik berggrunn (Tab. 15).

Tørrstoffvekt av urter i beita ruter økte svakt signifikant fra fattig til rikt kalknivå, mens ruter med fattig og intermediært kalknivå ikke var signifikant forskjellige (Fig 9, Tab. 14). Interaksjonene mellom beite og kalknivå var signifikant (Tab. 14). Post-hoc-testen viste tørrstoffvekta av urter økte signifikant i ubeita vegetasjon sammenligna med beita både i

intermediært og kalkrike ruter, med sterkest effekt i vegetasjon på kalkrik berggrunn (Tab. 15).

Tørrstoffvekt av vedplanter var lavere i kalkrike og intermediær ruter sammenligna med fattige, med signifikant forskjell mellom rike og fattige ruter (Fig 9, Tab. 14). Interaksjoner mellom beite og kalknivå hadde ingen signifikant effekt på tørrstoffvekta (Tab. 15). Post-hoc-testen viste imidlertid en signifikant økning i tørrstoffvekt av vedvekster i kalkrike ruter, med en tilsvarende, ikke-signifikant trend i kalkfattige ruter (Tab.15).

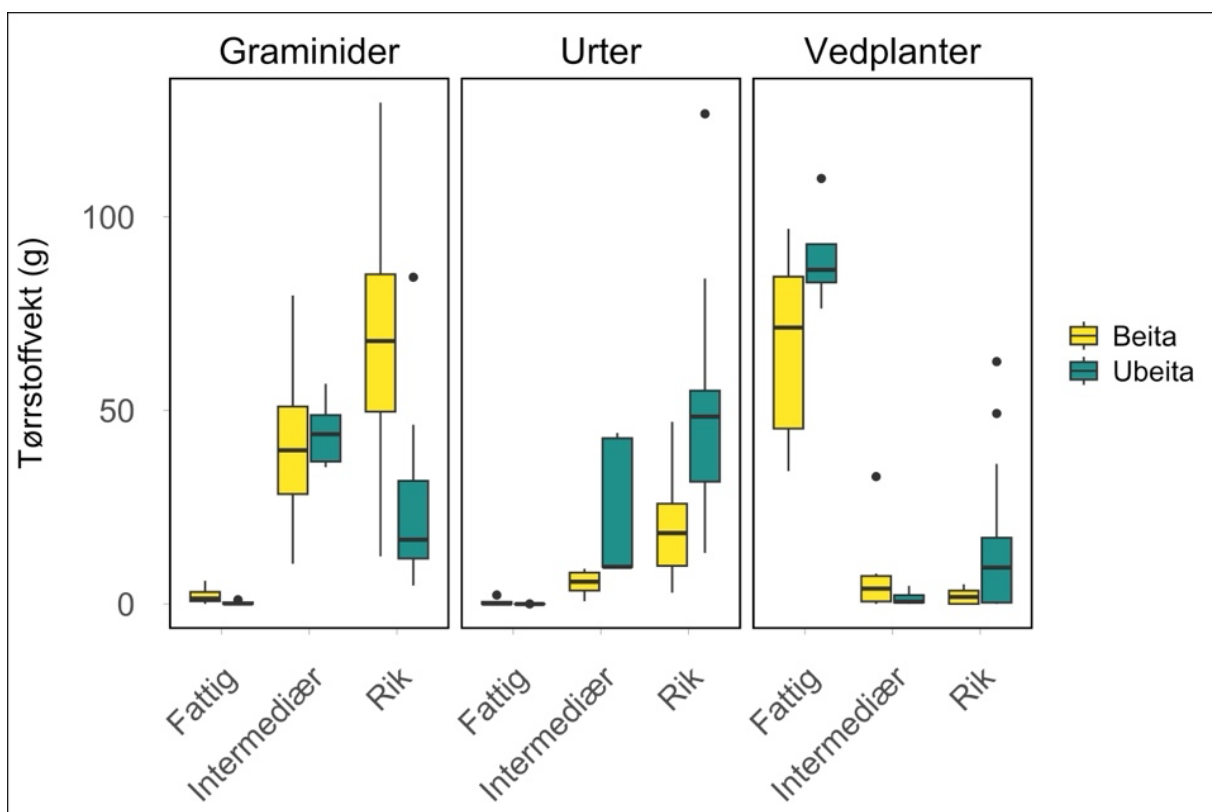


Fig. 9: Tørrstoffvekt (g) av beiteplanter sortert i graminider, urter og vedplanter, høstet i beitebur/ruter på ca. 1m². Tre kalknivåer er representert med n=42 i rik, n=11 i intermediær og n=11 i fattig. Figuren presenterer ikke-transformerte responsvariabler fra registreringer i to år.

Tab. 14: Tørrstoffvekt av beiteplanter sortert i total tørrstoffvekt, graminider, urter og vedvekster. Resultater fra lineære blanda modeller (LMM) som sammenligner ruter med ulik beitebehandling og kalknivå, inkludert interaksjoner mellom disse. Resultater er oppgitt i estimat, standardfeil, frihetsgrader (f.g.), t-verdi og p-verdi. Intercept viser beita ruter på fattig kalknivå. Rute nøstet i lokalitet var tilfeldig effekt i modellene. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0.05$, ** = $p < 0.01$, *** = $p < 0.001$.

Total tørrstoffvekt	Estimat	St. feil	F.g.	T-verdi	P-verdi
Intercept	4,049	0,379	2,975	10,673	0,002 **
Intermediært kalknivå	-0,282	0,546	3,185	-0,517	0,639
Rikt kalknivå	0,262	0,440	3,031	0,596	0,593
Ubeita	0,424	0,365	43,422	1,161	0,252
Interm. kalknivå * ubeita	-0,139	0,519	35,036	-0,267	0,791
Rikt kalknivå * ubeita	-0,429	0,411	39,880	-1,043	0,303
Tørrstoffvekt graminider	Estimat	St. feil	F.g.	T-verdi	P-verdi
Intercept	1,067	0,376	3,554	2,837	0,054
Intermediært kalknivå	2,271	0,547	3,956	4,154	0,015 *
Rikt kalknivå	2,834	0,437	3,645	6,483	0,004 **
Ubeita	-0,494	0,416	38,886	-1,186	0,243
Interm. kalknivå * ubeita	0,668	0,601	32,112	1,111	0,275
Rikt kalknivå * ubeita	-0,732	0,472	35,941	-1,551	0,130
Tørrstoffvekt urter	Estimat	St. feil	F.g.	T-verdi	P-verdi
Intercept	0,462	0,403	2,975	1,146	0,335
Intermediært kalknivå	1,212	0,582	3,227	2,082	0,122
Rikt kalknivå	2,135	0,467	3,029	4,567	0,019 *
Ubeita	-0,408	0,369	38,497	-1,105	0,276
Interm. kalknivå * ubeita	1,371	0,538	32,911	2,547	0,016 *
Rikt kalknivå * ubeita	1,347	0,420	36,057	3,205	0,003 **
Tørrstoffvekst vedvekster	Estimat	St. feil	F.g.	T-verdi	P-verdi
Intercept	3,996	0,734	2,593	5,445	0,018 *
Intermediært kalknivå	-2,611	1,051	2,727	-2,484	0,097
Rikt kalknivå	-3,054	0,850	2,626	-3,592	0,046 *
Ubeita	0,471	0,570	41,622	0,826	0,413
Interm. kalknivå * ubeita	-0,906	0,819	34,316	-1,107	0,276
Rikt kalknivå * ubeita	0,323	0,645	38,481	0,501	0,619

Tab. 15: Resultat fra en post-hoc-test som sammenligner tørrstoffvekt ruter med ulike beitebehandlinger og kalknivå, basert på GLMM (Tab. 14). Estimaterne er eksponerte og representerer hvor mange prosent artsantall som forventes i beita sammenlignet med ubeita ruter. Negativ verdi indikerer lavere artsrikdom i beita ruter. Stjerner indikerer signifikante p-verdier: * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$.

Total tørrstoffvekt	Kontrast	Estimat	St. feil	F.g	T-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	-0,424	0,366	42,2	-1,159	0,253
Intermediær	Beita-ubeita	-0,286	0,369	26,0	-0,774	0,446
Rik	Beita-ubeita	0,005	0,190	26,1	0,026	0,979
Graminider	Kontrast	Estimat	St. feil	F.g	T-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	0,494	0,417	39,0	1,184	0,244
Intermediær	Beita-ubeita	-0,174	0,435	26,7	-0,401	0,692
Rik	Beita-ubeita	1,226	0,223	26,8	5,495	<0,001***
Urter	Kontrast	Estimat	St. feil	F.g	T-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	0,408	0,370	37,2	1,104	0,277
Intermediær	Beita-ubeita	-0,963	0,392	27,0	-2,455	0,021*
Rik	Beita-ubeita	-0,939	0,201	27,1	-4,667	<0,001***
Vedvekster	Kontrast	Estimat	St. feil	F.g	T-verdi	P-verdi
Fattig	Beita-ubeita	-0,471	0,571	40,2	-0,825	0,414
Intermediær	Beita-ubeita	0,435	0,588	26,4	0,739	0,466
Rik	Beita-ubeita	-0,794	0,302	26,5	-2,631	0,014*

Diskusjon

Denne studien viste at vegetasjonen i utmarka endret seg ved fravær av beitedyr, og at vegetasjon på kalkrik berggrunn endret seg mest. Det var ikke først og fremst artsrikdommen som endret seg ved opphør av beite, men heller vegetasjonens artssammensetning. I vegetasjon på kalkrik berggrunn førte opphør av beite til en trend med færre arter, og artssammensetningen endret seg tydelig ved at graminider og engarter gikk tilbake, samtidig som forekomsten av vedvekster og skogsarter økte. I vegetasjon på kalkfattig berggrunn var det signifikant høyere artsrikdom ved opphør av beite, men denne vegetasjonen var generelt svært artsfattig og dominert av vedvekster og skogsarter. I vegetasjon på kalkrik berggrunn ble beitekvaliteten betydelig redusert ved fravær av beitedyr, mens vegetasjon på kalkfattig berggrunn viste liten endring.

Fravær av beitedyr hadde ulik virkning på artsrikdom langs kalkgradienten

Hypotesen om redusert artsrikdom ved opphør av beite ble bare delvis bekrefta av mine funn. Det var ingen signifikant forskjell på artsrikdom i beita og ubeita ruter i vegetasjon med intermediært og rikt kalkinnhold i berggrunn, men resultatene viste allikevel en tydelig trend med færre arter i ubeita ruter. Mange studier rapporterer imidlertid om redusert artsrikdom ved brakklegging av tidligere beitemarker (Johansen et al., 2019; Lindborg & Eriksson, 2004; Wehn et al., 2018; Wehn et al., 2017). En mulig forklaring på at dette ikke var et tydeligere resultat i denne studien, er at endringer i økosystemet er tidkrevende og at vegetasjonen vi undersøkte var i en tidlig fase av suksesjonen. Ifølge Norderhaug et al. (1999) kan den første fasen av gjengroing faktisk føre til flere arter i feltsjiktet, fordi skogsarter kommer inn og sameksisterer med engartene. Mange engarter evner dessuten å være til stede i vegetasjonen lenge etter opphørt beitebruk, men med redusert forekomst (Austrheim & Eriksson, 2001; Potthoff & Stroth, 2011). Et tett gras- og urtesjikt, som var tilfelle i de kalkrike studieområdene, kan også være motstandsdyktig mot etablering av busker og trær, som videre bidrar til å redusere suksesjonshastigheten (Bohner et al., 2019; Edvardsen et al., 2024; Norderhaug et al., 1999).

At de fleste studieområdene lå i fjellområder, kan tenkes å påvirke suksesjonshastigheten, da økologiske prosesser ofte går langsommere i høgtliggende områder som en følge av lavere

temperaturer (Austrheim, 2002; Vandvik & Birks, 2004). Teorien støttes av Wehn et al. (2017), som fant at artsrikdom i kalde områder viste liten respons på brakklegging, i motsetning til lavereliggende områder. En studie fra Valdres viste at selv om artsrikdommen på landskapsnivå økte med høgda, var lokal artsrikdom høyest i områder med intermediaær høgde (735-777 m.o.h.), med sameksistens mellom fjellararter og lavlandsarter i beiteområder som en mulig forklaring (Austrheim, 2002). I denne studien var det registrert flest arter på Estenstad, som også var det studieområdet med høyest beliggenhet (ca. 1020 m.o.h.). Det er rimelig å anta at hastigheten på suksesjonen her gikk langsommere sammenligna med lavereliggende studieområder, til tross for at dette var det studieområdet med lengst brakkleggingstid, på ca. 60 år (Vedlegg 1). Funnene understreker at komplekse forhold virker inn på suksesjonsforløpet, som også kan påvirkes av regionale dynamikker, næringssituasjonen i jorda og hvilke arter som forekommer lokalt (Austrheim, 2002; Austrheim & Eriksson, 2001; Grime, 1973).

Vegetasjon på kalkfattig berggrunn hadde signifikant høyere artsrikdom i ubeita ruter sammenligna med beita, motsatt av min hypotese. Lignende resultater presenteres i noen studier (Austrheim & Eriksson, 2001; Bjør & Graffer, 1963). En sannsynlig forklaring på redusert artsrikdom er at de få smakfulle beiteplantene som fantes, har blitt utryddet ved selektiv beiting av sau, som gikk på beite i Trysil (Bryn, 2004; Rekdal & Angeloff, 2021; Rekdal & Larsson, 2000; Todnem & Lunnan, 2012). Antakelsen støttes av Bjør & Graffer (1963), som også fant at skogsbeite på næringsfattig mark førte til redusert artsrikdom. Studieområdene på kalkfattig berggrunn var svært artsfattige sammenligna med de to rikere områdene, med få innslag av urter og graminider, samt tilnærmet ingen engarter. Dette gjør at når selv noen få arter forsvinner, vil det kunne utgjøre signifikante endringer i total artsrikdom. Slik kan tap av enkeltarter i noen tilfeller være mer alvorlig i artsfattige økosystem enn i områder med høyere artsrikdom, som kan være mer robuste (Pedersen et al., 2020). Funnene indikerer at man må være forsiktig med selv lave tettheter av beitedyr i vegetasjon på kalkfattig berggrunn, med hensyn til artsrikdom.

Resultatene for artsrikdom støtter hypotesen om at vegetasjon med ulikt kalkinnhold i berggrunnen responderer forskjellig på fravær av beitedyr, og samsvarer med tidligere forskning som viser at ulike vegetasjonstyper responderer forskjellig (Austrheim & Eriksson, 2001; Johansen et al., 2019; Wehn et al., 2017). En skandinavisk studie om hvordan beiting av sauer og rein påvirker vegetasjonen viste at artsrikdommen økte med beiting i produktive

habitat, mens ble redusert i lite produktive habitat som snøleier og karrige heier (Austrheim & Eriksson, 2001), men sier lite om hva som skjer med vegetasjonen hvis beite opphører. Dette ble imidlertid undersøkt i en studie fra Vest- og Midt-Norge, som fant at artsrikdom ble redusert i brakklagte beitemarker, og da særlig på kalkrik jord (Wehn et al., 2017). Wehn et al. (2017) vektlegger at den viktigste endringen ved brakklegging ikke ga utslag i artsrikdom, men heller *hvilke* arter som var til stede i vegetasjonen. Artsrikdom sier heller ikke nødvendigvis noe om funksjonell diversitet eller forekomst av sjeldne arter (De Bello et al., 2006), det er derfor hensiktsmessig å undersøke hvordan artssammensetningen og ulike funksjonelle grupper påvirkes for å forstå virkningene av opphørt beite på vegetasjonen.

Vegetasjon på kalkrik berggrunn var mest sårbar for opphør av beite

Resultatene viste at artssammensetningen endret seg ved fravær av beite, men at både responsen og endringenes omfang varierte mellom vegetasjon med ulikt kalkinnhold i berggrunnen. Dette støttes av en sterkt signifikant interaksjon mellom beite og kalknivå, samt et mønster i ordinasjonsanalysen som indikerte ulik respons på beitefravær avhengig av berggrunnens kalkinnhold. Funnene underbygger hypotesen min, og viser også at vegetasjon på kalkrik berggrunn endrer seg mest ved fravær av beitedyr, noe som tyder på at denne vegetasjonstypen er aller mest sårbar for opphørt bruk av utmarksbeite.

Berggrunnens kalkinnhold var den viktigste forklaringen på variasjonen i artssammensetninga i denne studien. I kombinasjon med beite gir kalkrik berggrunn gunstige forhold for mange spesialiserte engarter (Pedersen et al., 2020; Rekdal & Angeloff, 2021), og resultatene fra ordinasjonen indikerer at det er nettopp disse artene som reduseres videre gjengroing. Fordi antall engarter i utgangspunktet var høgt i vegetasjon på kalkrik berggrunn, vil en reduksjon av nettopp disse artene antakelig få store konsekvenser for artssammensetninga. Denne virkningen ser ikke ut til være like tydelig i mindre kalkrike områder.

Antall arter i de ulike funksjonelle gruppene viste også en tydelig endring ved fravær av beitedyr i vegetasjon på kalkrik berggrunn, der antall arter av graminider gikk sterkt tilbake mens vedvekster økte i antall. Resultatet støtter opp om hypotesene mine, og indikerer at beitetolerante graminider, utkonkurreres av høgvokste urter og vedvekster når beitedyra ikke lenger regulerer konkurranseforholdet mellom artene (Bratli & Halvorsen, 2014; Rekdal & Angeloff, 2021; Wehn et al., 2018; Wehn et al., 2017).

Selv om antall urter i vegetasjonen på kalkrik berggrunn ikke endret seg signifikant ved opphør av beite, antydte ordinasjonen en økning av høgvokste urter i ubeita vegetasjon. Dette indikerer at noen konkurransesterke enkeltarter er i ferd med å dominere vegetasjonen (Pedersen et al., 2020; Rekdal & Angeloff, 2021; Wehn et al., 2017), og støtter opp om hypotesene mine. Tolkningen støttes også av en positiv korrelasjon mellom feltsjiktets høyde og gjengroingsgradienten, i likhet med flere studier som viser at plantenes høyde øker ved opphørt beite og gjengroing (De Bello et al., 2006; Evju et al., 2009; Louault et al., 2005; Violle et al., 2007; Wehn et al., 2017). De høge urtene som er i ferd med å ta over er typisk næringskrevende arter, som ofte favoriseres når næringsstoffer i jorda, blant annet innhold av nitrogen, øker utover i suksesjonsforløpet (Mossberg & Stenberg, 2018; Norderhaug et al., 1999). Økt plantehøyde korrelerer også gjerne en langsommere nedbryting, som videre vil påvirke vegetasjonens produksjonsevne (Prévosto et al., 2011), som jeg vil gå nærmere inn på i avsnittet om beitekvalitet.

Ordinasjonsanalysen viste en tendens der en del fuktighetskrevende arter korrelerte med gjengroingsgradienten. Fordi skogøkosystemer generelt er fuktigere enn åpen engvegetasjon, er dette også antakelig en konsekvens av at brakklegging og videre gjengroing gir disse artene bedre levevilkår (Pedersen et al., 2020). Vegetasjonens fuktighet og næringsinnhold kan også være avgjørende for suksesjonsforløpet (Bratli & Halvorsen, 2014; Edvardsen et al., 2024; Sickel et al., 2004). Bratli og Halvorsen (2014) undersøkte suksesjonsforløpet i semi-naturlige enger i et inngjerda beitemarksområde i Vågå, og fant at tørre enger først grodde igjen med en einerkrattfase, før vegetasjonen etter hvert utviklet seg mot skog. Fuktigere enger hadde et mer direkte gjengroingsforløp, uten å gjennomgå buskfase (Bratli & Halvorsen, 2014). Basert på studier av flyfoto av gjengrodde seterlandskap i Sør-Norge fant Sickel et al. (2004) et litt annet mønster, der einer og dvergbjørk hadde utviklet tette busklag i tørre til friske områder, mens fuktige og våte områder var mer gjengrodde av vierarter. Jeg observerte både suksesjonsforløp dominert av einer fjellbjørk, samt ulike vierarter i kombinasjon med høgstauder som tyrhjelm og skogstorkenebb, som i stor grad så ut til å variere med vegetasjonens fuktighet, heller enn brakkleggingstidspunkt. Utviklingen kan også indikere at vegetasjonen endres raskere på kalkrik mark, gitt nok fuktighet til stede, og støtter opp om antakelsen om et raskere suksesjonsforløp i kalkrike områder.

Artssammensetningen i vegetasjon med intermediært kalkinnhold i berggrunnen responderte generelt mindre på opphør av beite sammenlignet med både rikere og fattigere kalknivå, indikert både ved endringer i funksjonelle grupper og ordinasjonen. I denne vegetasjonstypen ble det etter hvert oppdaget at den ubeita lokaliteten var plassert i en fuktigere vegetasjonstype enn den beita lokaliteten, da den ubeita lokaliteten viste seg å være så påvirket av en myr på oppsiden at den måtte klassifiseres som våtmark (sumpskog), og er antakelig en årsak til at ordinasjonsanalysen viste særlig mange fuktighetskrevenne arter her. Dette gjorde lokalitetene lite egna for sammenligning, som var svært lite heldig fordi dette også var de eneste lokalitetene i vegetasjon med et intermediært kalkinnhold i berggrunnen. Resultatene fra denne vegetasjonstypen vil derfor ikke bli særlig vektlagt i diskusjonen. Kunnskap om hvordan vegetasjon med intermediært kalknivå i berggrunnen responderer på opphør av beite er mangelfull, det trengs flere studier for å øke kunnskapen om også disse utmarksarealene.

Vegetasjonen på kalkfattig berggrunn var artsfattig, og bestod i hovedsak av vedvekster. Noen flere urter ble registrert i ubeita vegetasjon enn i beita, hvorav tilnærmet alle var skogsarter. Ordinasjonen viste også at artssammensetningen i de kalkfattige rutene skilte seg markant fra de mer kalkrike rutene. En forklaring på dette er at de kalkfattige studieområdene ble lagt til blåbærskog, følgelig med et helt annet økosystem enn de åpnere, engprega vegetasjonstypene (Rekdal, 2010; Rekdal & Larsson, 2000), reflektert i en artssammensetning bestående av skogsarter, lyng og vedvekster, samt høy dekning av moser både i beite og ubeita vegetasjon. Det var generelt liten forskjell mellom beita og ubeita vegetasjon, med lavt beitetrykk over lang tid som en mulig forklaring.

En reduksjon i graminider reduserte beitekvaliteten

Selv om den totale tørrstoffvekta ble ikke signifikant påvirket ved fravær av beitedyr, ble sammensetningen i vegetasjon på kalkrik berggrunn tydelig endret ved at urter og vedvekster økte, mens mengden graminider ble sterkt redusert. Dette er en sterk indikasjon på at fravær av beitedyr reduserer beitekvaliteten, og støtter opp om mine hypoteser samt flere tidligere studier (Johansen et al., 2019; Rekdal & Angeloff, 2021; Wehn et al., 2018). Det er i hovedsak reduksjonen av graminidene som er årsaken til redusert beitekvalitet, da graminidene, og særlig gras, har høyest fôr kvalitet (Lavorel et al., 2011; Rekdal & Angeloff, 2021).

Arealer på rikest berggrunn i utmarka er også de områdene med potensiale for høgest beitekvalitet, med høy dekning av ulike gras og urter som tiltrekker seg beitedyra (Rekdal & Angeloff, 2021). Flere norske studier har vist at beitedyra foretrekker å beite i slike områder (Sickel et al., 2004; Sickel et al., 2021; Tofastrud et al., 2019). Dette er en sannsynlig forklaring på at beitetrykket var høgest i områdene på rikest berggrunn i denne studien (egen observasjon), støttet av en sterk korrelasjon mellom beitegrad og økt kalkinnhold i berggrunnen i ordinasjonsanalysen. På tross av dette viser beregninger av beitegrunnlaget for utmarksområdene noen av de kalkrike studieområdene ligger, at beitepotensialet ikke er fullt utnyttet (Rekdal & Steinheim, 2001). Dette kan indikere en langsom gjengroing og videre forringelse av beitekvaliteten, også med beitedyr til stede.

Høy bladtørrestoffvekt (Leaf Dry Matter Content) er assosiert med tungt fordøyelig plantemateriale og fysiske og kjemiske planteforsvar, altså dårlig beitekvalitet (Cornelissen et al., 2003; De Bello et al., 2006; Pontes et al., 2007). Flere studier viser at LDMC øker ved fravær av beitedyr, fordi tungt fordøyelige planter som lyng og busker øker i forekomst (Pakeman, 2014; Wehn et al., 2017). Fordi vi luket vekk planter beitedyra ikke spiste, er resultatene vanskelig å sammenligne med disse studiene, som registrerer total tørrestoffvekt av all biomasse. Antakelig ville tørrestoffvekta i de ubeita rutene vært mye høyere hvis vi ikke luka vekk planter som vrakes av beitedyra, som potensielt ville resultert i enda høyere tørrestoffvekt av vedvekster i de ubeita arealene. Allikevel gir resultatene våre en sterk indikasjon på hvordan kvaliteten av beiteplanter endret seg, ved å sammenligne funksjonelle grupper.

I vegetasjon på fattig berggrunn var det ingen signifikante endringer i biomasse av de funksjonelle gruppene ved opphør av beite, men en trend var at mengden vedvekster økte. Vegetasjonens beitekvalitet var altså ikke særlig påvirket av opphørt beite. En forklaring er at området hadde hatt et svært lavt beitetrykk over lang tid, med sau som eneste beitende husdyrslag. Sauer på utmarksbeite reduserte antakelig artsrikdom ved å selektivt beite de få gode beiteartene, men dette var så små mengder at det ikke gjorde noe utslag i registrert tørrestoffvekt. De få observerte sauene på beite så ut til å foretrekke å beite på grasrike setervoller og hogstflater heller enn i blåbærskogen, i samsvar med flere undersøkelser av beitevaner på skogsbeite (Rekdal & Larsson, 2000; Tofastrud et al., 2019). Studier viser imidlertid at områder rike på gras og urter også kan forekomme på fattig berggrunn i

blåbærskog, hvis beitetrykket er høgt nok (Rekdal & Angeloff, 2021; Rekdal & Larsson, 2000; Tofastrud et al., 2019).

En mulig feilkilde for tørrstoffvekta var en noe inkonsekvent metodikk ved høsting av biomasse år nummer to. Der det var satt ut beitebur ble biomassen høstet på samme areal to år på rad. Der det ikke var satt ut beitebur ble derimot høstingen foretatt på ulike ruter de to årene. Fordi vi luket vekk alle ikke-beitbare planter og klippet vegetasjonen ved første høsting, kan dette ha påvirket vegetasjonen i år nummer to, for eksempel ved at gras og urter fikk gunstigere forhold når eventuelle busker ble luket vekk. På tross av dette viser resultatene så tydelige mønster. På tross av dette viste også resultatene av tørrstoffvekt at beitekvaliteten påvirkes ulikt ved fravær av beite i de ulike vegetasjonstypene. I samsvar med tidligere funn i studien, samt og hypotesene mine, var endringen av beitekvaliteten ved fravær av beitedyr størst i vegetasjon på kalkrik berggrunn, som indikerer at disse arealene også er mest sårbare med hensyn til beitekvalitet.

Utmarka gror igjen

Intervjuer med grunneiere og andre med lokal kunnskap ga en god oversikt over tidligere og nåværende bruk av studieområdene, og viste noen felles utviklingstrekk. I alle områder var hadde beitebruken og skjøtselen av utmarksområdene endret seg sammenlignet med tidligere. Det var få eller ingen setre i drift, som medførte færre kyr og geiter på beite, mens antall sauer på utmarksbeite hadde økt i flere av områdene. Tidligere ble også arealene skjøttet ved hogst og rydding, som i liten grad ble gjort i dag. Som en konsekvens av endret utmarksbruk befant også arealer med beitedyr seg i en gjengroingsprosess, og en rekke studier og overvåkninger av beitemarker og utmarkbeiter viser omfanget av denne alarmerende utviklinga (Aune et al., 2018; Austrheim et al., 1999; Bär et al., 2021; Olsson et al., 2004; Pedersen et al., 2020).

Gjengroing av utmarka tyder på at sauer på (og noen storfe) i utmarka ikke er tilstrekkelig for å hindre gjengroing, og at det vil være nødvendig å sette i gang restaureringstiltak for å bevare utmarksbeitene. Dette innebærer en skjøtsel som i tillegg til beite også omfatter rydding av kratt og trær (Aune et al., 2018; Bratli & Halvorsen, 2014; Lindborg & Eriksson, 2004; Rekdal & Angeloff, 2021). Sambeiting med flere dyreslag vil også være et viktig tiltak for å holde større deler av vegetasjonen nede (Rekdal & Angeloff, 2021; Sickel et al., 2021). Det er

de mest sårbare, kalkrike arealene som bør prioriteres. At artsrikdommen i disse områdene var lite redusert i brakklagte områder indikerer at mange engarter fremdeles er til stede i vegetasjonen, som øker potensialet for en vellykka restaurering av arealene.

Suksesjonsforløpet vil på sikt antakelig fortrenge disse artene, derfor haster det med å sette i gang restaureringstiltak, for å bevare viktig biologisk mangfold og beiteressurser disse svært verdifulle arealene i utmarka.

Konklusjon

Fravær av beitedyr hadde store konsekvenser for både artssammensetning og kvaliteten på utmarksbeitet, og vegetasjon på kalkrik berggrunn var aller mest sårbar. Utmarksbruken hadde endret seg på samtlige studieområder sammenlignet med tidligere, som resulterte i at de fleste arealene befant seg i en gjengroingsprosess, selv med beitedyr til stede. Dette er en sterk indikasjon på at det haster å sette i gang restaureringstiltak for å ta vare på det verdifulle biologisk mangfold og beiteressursene i utmarka, og at det er arealer på kalkrik berggrunn som må prioriteres i forvaltningen. Lite forskning er gjort på hvordan vegetasjonstyper langs kalkgradienten responderer på opphør av beite, og videre om virkningen av ulike restaureringstiltak i de ulike vegetasjonstypene. Dette bør prioriteres i videre forskning, da det haster å redde de viktige utmarksbeitene våre.

Referanseliste

- Artsdatabanken. (2021). *Hvor finnes de truede artene? Norsk rødliste for arter 2021*. Hentet 03.04.2021 fra <https://artsdatabanken.no/rodlisteforarter2021/Resultater/Hvorfinnesdetrueteartene>
- Artsdatabanken. (2025). [*Søk i økologiske grunnkart; Berggrunn N250*]. <https://okologiskegrunnkart.artsdatabanken.no/>
- Aune, S., Bryn, A. & Hovstad, K. A. (2018). Loss of semi-natural grassland in a boreal landscape: Impacts of agricultural intensification and abandonment. *Journal of Land Use Science*, 13(4), 375-390. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/1747423X.2018.1539779>
- Austrheim, G. (2002). Plant diversity patterns in semi-natural grasslands along an elevational gradient in southern Norway. *Plant Ecology*, 161, 193-205. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1020315718720>
- Austrheim, G. & Eriksson, O. (2001). Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains-patterns and processes at different spatial scales. *Ecography*, 24(6), 683-695. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2001.tb00530.x>
- Austrheim, G., Gunilla, E., Olsson, A. & Grøntvedt, E. (1999). Land-use impact on plant communities in semi-natural sub-alpine grasslands of Budalen, central Norway. *Biological Conservation*, 87(3), 369-379. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(98\)00071-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0006-3207(98)00071-8)
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of statistical software*, 67, 1-48. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01>
- Bele, B., Norderhaug, A., Kvarnström, M., Axelsson Linkowski, W., Tunón, H. & Wissman, J. (2013). Utmarksbeiting i Norge og Sverige, fra tradisjonell bruk til muligheter i framtida-verdier og utfordringer. *UTMARK Tidsskr. Utmarksforskning*, 1(11).
- Bele, B. & Sickel, H. (2015). Terroir på norsk-husdyrprodukter med lokal identitet. *Bioforsk FOKUS*. <http://hdl.handle.net/11250/2437477>
- Bjor, K. & Graffer, H. (1963). *Beiteundersøkelser på skogsmark*. Mariendals boktrykkeri A/S.
- Bohner, A., Karrer, J., Walcher, R., Brandl, D., Michel, K., Arnberger, A., Frank, T. & Zaller, J. G. (2019). Ecological responses of semi-natural grasslands to abandonment: case studies in three mountain regions in the Eastern Alps. *Folia Geobotanica*, 54, 211-225. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12224-019-09355-2>
- Bratli, H. & Halvorsen, R. (2014). *Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av gjengroing og restaurering i semi-naturlig eng i Nordherad, Vågå kommune, Oppland* (NINA Rapport 1047). Norsk Institutt for Naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2395057>
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J.B., Svalheim, E.J., Vandvik, V., Velle, L.G., Øien, D.-I. & Aarrestad, P.A. (2022). Beskrivelse av kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 etter NiN versjon 2.3 – Natur i Norge (NiN) Kartleggingsveileder: . 4(utgave 2), 1-413. <http://www.artsdatabanken.no>
- Brooks, M. E., Kristensen, K., Van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Mächler, M. & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB balances speed and flexibility among packages for zero-inflated generalized linear mixed modeling. *The R Journal*, 9 (2). <https://doi.org/https://10.32614/RJ-2017-066>
- Bryn, A. (2004). Biologisk mangfold og husdyrbeiting i utmark. *Grønn Kunnskap*, 8(3), 106-126.
- Bryn, A. (2008). Recent forest limit changes in south-east Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? *Norsk Geografisk Tidsskrift - Norwegian*

- Journal of Geography*, 62(4), 251-270.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/00291950802517551>
- Bär, A., Solbu, E. & Johansen, L. (2021). *Full-skala nasjonal arealrepresentativ overvåking av semi-naturlig eng (ASO). Erfaring fra 1. års gjennomføring, og revidering av metoder og feltinstruks* (NIBIO Rapport 7(194)). Norsk Institutt for Bioøkonomi.
<https://hdl.handle.net/11250/2837619>
- Cornelissen, J. H., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D., Reich, P. B., Ter Steege, H., Morgan, H. & Van Der Heijden, M. (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian journal of Botany*, 51(4), 335-380.
<https://www.publish.csiro.au/bt/pdf/bt02124>
- De Bello, F., Lepš, J. & Sebastià, M. T. (2006). Variations in species and functional plant diversity along climatic and grazing gradients. *Ecography*, 29(6), 801-810.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0906-7590.04683.x>
- Du Rietz, G. E. (1921). *Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie*. A. Holzhausen.
- Edvardsen, A., Bratli, H., Bryn, A., Dervo, B. K., Halvorsen, R., Horvath, P., Simensen, T., Skarpaas, O., Van Son, T. C., Wollan, A. K. & Erikstad, L. (2024). *Natur i Norge: variasjon satt i system*. Universitetsforlaget.
- Elven, R., Bjorå, S. C., Fremstad, E., Hegre, H. & Solstad, H. (2022). *Norsk Flora* (8. utg.).
- Eriksson, O. (2021). The importance of traditional agricultural landscapes for preventing species extinctions. *Biodiversity and Conservation*, 30(5), 1341-1357.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10531-021-02145-3>
- Evju, M., Austrheim, G., Halvorsen, R. & Mysterud, A. (2009). Grazing responses in herbs in relation to herbivore selectivity and plant traits in an alpine ecosystem. *Oecologia*, 161, 77-85. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00442-009-1358-1>
- Garnier, S., Ross, N., Rudis, R., Camargo, A. P., Sciaini, M. & Scherer, C. (2023). *viridis(Lite) - Colorblind-Friendly Color Maps for R* (R-pakke versjon 0.4.2. utg.).
<https://sjmgarnier.github.io/viridis/>
- Grime, J. P. (1973). Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature*, 242(5396), 344-347.
- Halvorsen, R., Bendiksen, E., Bratli, H., Moen, A., Norderhaug, A. & Øien, D. (2016). *NiN natursystem versjon 2.1.1. Artstabeller og annen tilrettelagt dokumentasjon for variasjonen langs viktige LKM*. (Artikkel 9 (versjon 2.1.1)). *Natur i Norge*.
<http://www.artsdatabanken.no>
- Hartig, F. (2024). *_DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models_* (R-pakke versjon 0.4.7. utg.). <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>
- Heldal, T. & Torgersen, E. (2020). *Miljøvariabel Kalkinnhold i Berggrunn: metode for å etablere nasjonale datasett* (2020-003). Norges Geologiske Undersøkelse.
<https://hdl.handle.net/11250/2687725>
- Johansen, L., Taugourdeau, S., Hovstad, K. A. & Wehn, S. (2019). Ceased grazing management changes the ecosystem services of semi-natural grasslands. *Ecosystems and People*, 15(1), 192-203.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1080/26395916.2019.1644534>
- Jordet Vel. (1991). *Setrer og seterliv i Jordet ca. 1730-1991*.
- Landbruksdirektoratet. (2023). *Forslag til satsning for fortsatt seterdrift* (16/2023). Landbruksdirektoratet.
<https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/nyhetsrom/rapporter/forslag-til-satsing-for-fortsatt-seterdrift>

- Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M. P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G. & Douzet, R. (2011). Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99(1), 135-147. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01753.x>
- Lennartsson, T. & Westin, A. (2024). Can Current Grazing Practices Preserve Biodiversity in Semi-natural Pastures? A Study of the Historical Ecology of Swedish Infield Pastures. *Martor*, 29.
- Lenth, R. (2024). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means* (R-pakke versjon 1.10.6). <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans>
- Lindborg, R. & Eriksson, O. (2004). Effects of restoration on plant species richness and composition in Scandinavian semi-natural grasslands. *Restoration Ecology*, 12(3), 318-326. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00334.x>
- Louault, F., Pillar, V., Aufrere, J., Garnier, E. & Soussana, J. F. (2005). Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16(2), 151-160. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02350.x>
- Milchunas, D. G., Sala, O. E. & Lauenroth, W. K. (1988). A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist*, 132(1), 87-106. <https://doi.org/https://doi.org/10.1086/284839>
- Mobæk, R., Angeloff, M. & Rekdal, Y. (2022). *Vegetasjon og beite i området kring Nordre Syndin, Helin, Smådalen og Skakadalen. Rapport frå vegetasjonskartlegging i Vang kommune* (NIBIO rapport 8(92)). Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2998458>
- Mossberg, B. & Stenberg, L. (2018). *Gyldendals store nordiske flora* (3. utg.). Gyldendal.
- NMBU. (2025). *Retningslinjer for bruk av kunstig intelligens (KI) ved NMBU*. Hentet 16.04.25 fra <https://www.nmbu.no/retningslinjer-bruk-av-kunstig-intelligens-ki-ved-nmbu>
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (1999). *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget Oslo.
- Norges Geologiske Undersøkelse. (2025). *Berggrunn - Nasjonal Berggrunnsdatabase*. Hentet 19.02.24 fra <https://geo.ngu.no/kart/berggrunn>
- Norsk klimaservicesenter. (2024a). *Klimanormaler. Nedbørnormaler per måned og år*. Hentet 19.02.24 fra <https://klimaservicesenter.no/kss/vrdata/normaler>
- Norsk klimaservicesenter. (2024b). *Seklima. Observasjoner og værstatistikk*. Hentet 19.02.24 fra <https://seklima.met.no>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., . . . Weedon, J. (2024). *vegan: Community Ecology Package* (R-pakke versjon 2.6-8). <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oksanen, L. (1976). On the use of the Scandinavian type class system in coverage estimation. *Annales Botanici Fennici* 13:, 149-153. <http://www.jstor.org/stable/23725071>
- Olsson, E. G. A., Hanssen, S. & Rønningen, K. (2004). Different conservation values of biological diversity? A case study from the Jotunheimen mountain range, Norway. *Norsk Geografisk Tidsskrift-Norwegian Journal of Geography*, 58(4), 204-212. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/00291950410002700>
- OpenAI. (2025). *ChatGPT* (versjon 4.0) [[Generativ AI modell]]. <https://www.openai.com/chatgpt>

- Pakeman, R. J. (2014). Leaf dry matter content predicts herbivore productivity, but its functional diversity is positively related to resilience in grasslands. *Plos one*, 9(7), e101876. <https://doi.org/https://doi.org/10.1371/journal.pone.0101876>
- Pedersen, C., Kapfer, J. & Sickel, H. (2020). *Plantesamfunn i beitemarker og brakklagte enger-observerte endringer over 10 år og betydningen for pollinerende insekter* (NIBIO-rapport 6 (173)). Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2720438>
- Pontes, L. d. S., Soussana, J. F., Louault, F., Andueza, D. & Carrère, P. (2007). Leaf traits affect the above-ground productivity and quality of pasture grasses. *Functional Ecology*, 21(5), 844-853. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2435.2007.01316.x>
- Posit team. (2024). *RStudio: Integrated development environment for R*. Posit Software, PBC, Boston, MA. URL: <http://www.posit.co/>
- Potthoff, K. & Stroth, V. (2011). Patterns of vegetation change on alpine mountain summer farms in Norway. *Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography*, 93(3), 163-174. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1479087>
- Prévosto, B., Kuiters, L., Bernhardt-Römermann, M., Dölle, M., Schmidt, W., Hoffmann, M., Van Uytvanck, J., Bohner, A., Kreiner, D. & Stadler, J. (2011). Impacts of land abandonment on vegetation: successional pathways in European habitats. *Folia Geobotanica*, 46, 303-325. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12224-010-9096-z>
- QGIS Development Team. (2024). *QGIS Geographic Information System: Open Source Geospatial Foundation Project* (3.40.3). <http://qgis.org>
- R Core Team. (2024). *R: A language and environment for statistical computing* (4.4.1) [Programvare]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Reinton, L. (1955). *Seterbruket i Noreg I*. Aschehoug & Co.
- Rekdal, Y. (2000). *Fjellvegetasjon og beite i Vingelen* (NIJOS-rapport 12). Norsk institutt for jord og skogkartlegging. <http://hdl.handle.net/11250/2559931>
- Rekdal, Y. (2009). *Vegetasjon og utmarksbeite i Vingelen. Rapport frå vegetasjonskartlegging i Tolga kommune* (Oppdragsrapport fra Skog og landskap13). Norsk institutt for skog og landskap. <http://hdl.handle.net/11250/2478256>
- Rekdal, Y. (2010). *Vegetasjon og beite i Flendalen beiteområde. Rapport frå vegetasjonskartlegging i Trysil kommune* (Rapport fra Skog og landskap 02). Norsk institutt for skog og landskap. <http://hdl.handle.net/11250/2469122>
- Rekdal, Y. & Angeloff, M. (2013). *Utmarksbeitet i fjellområdet mellom Valdres og Gausdal* (Rapport Skog og landskap 07). Norsk institutt for skog og landskap. <http://hdl.handle.net/11250/2453871>
- Rekdal, Y. & Angeloff, M. (2021). *Arealrekneskap i utmark. Utmarksbeite – ressursgrunnlag og beitebruk* (NIBIO rapport 7(208)). Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2837610>
- Rekdal, Y. & Larsson, J. (2000). *Husdyrbeite i barskog. Vegetasjonstyper og beiteverdi*. (NIJOS rapport 9). Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. <http://hdl.handle.net/11250/2559930>
- Rekdal, Y. & Steinheim, G. (2001). *Beitegrunnlag og beitebruk i sauhamnelaga Gjer-Busjødalen og Bratthøa* (NIJOS dokument 9/01). Norsk institutt for jord- og skogkartlegging.
- Rook, A., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M., Parente, G. & Mills, J. (2004). Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures—a review. *Biological Conservation*, 119(2), 137-150. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>

- Sickel, H., Abrahamsen, R. K., Eldegard, K., Lunnan, T., Norderhaug, A., Petersen, M. A., Sickel, M., Steenhuisen, F. & Ohlson, M. (2014). Dairy cattle on Norwegian alpine rangelands-grazing preferences and milk quality.
- Sickel, H., Ihse, M., Norderhaug, A. & Sickel, M. A. (2004). How to monitor semi-natural key habitats in relation to grazing preferences of cattle in mountain summer farming areas: An aerial photo and GPS method study. *Landscape and Urban Planning*, 67(1-4), 67-77. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00029-X](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00029-X)
- Sickel, H., Svalheim, E., Daugstad, K., Grenne, S. N. & Todnem, J. (2021). *Biologisk mangfold i utmarkas kulturbetingete naturtyper - hvilken rolle spiller beitedyrene?* (NIBIO Rapport 7(183)). Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2831362>
- Skoglund, S. E. B. (2011). *Vegetasjonsendringer i myr og lynghei på Runde i perioden 1928 til 2010* [The University of Bergen].
- Slowikowski, K. (2024). *_ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2'_* (R-pakke versjon 0.9.6. utg.). <https://CRAN.R-project.org/package=ggrepel>
- Stensgaard, K. (2017). *Hvordan står det til på setra? Registrering av setermiljøer i perioden 2009–2015* (NIBIO Rapport 3(88)). Norsk Institutt for Bioøkonomi. <http://hdl.handle.net/11250/2447691>
- Stokland, J. N., Engan, G., Bratli, H., Fjellstad, W. J. & Dramstad, W. (2004). *Overvåking av kulturlandskapets biologiske mangfold-aktuelle moduler for 3Q* (12/2004). Norsk institutt for jord- og skogkartlegging. <http://hdl.handle.net/11250/2558457>
- Todnem, J. & Lunnan, T. (2012). *Flendalen beiteområde—Sauehold på inngjerda utmarksbeite i Trysil* (Bioforsk rapport 7(72)). Bioforsk. <http://hdl.handle.net/11250/2451216>
- Tofastrud, M., Devineau, O. & Zimmermann, B. (2019). Habitat selection of free-ranging cattle in productive coniferous forests of south-eastern Norway. *Forest Ecology and Management*, 437, 1-9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.01.014>
- Taalab, A., Ageeb, G., Siam, H. S. & Mahmoud, S. A. (2019). Some characteristics of calcareous soils. A review as Taalab1, GW Ageeb2, Hanan S. Siam1 and Safaa A. Mahmoud1. *Middle East J*, 8(1), 96-105. <https://www.curreweb.com/mejar/mejar/2019/96-105.pdf>
- Vandvik, V. & Birks, H. (2004). Mountain summer farms in Røldal, western Norway—; vegetation classification and patterns in species turnover and richness. *Plant Ecology*, 170, 203-222. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000021669.61982.d9>
- Vandvik, V. & Birks, H. J. B. (2002). Partitioning floristic variance in Norwegian upland grasslands into within-site and between-site components: are the patterns determined by environment or by land-use? *Plant Ecology*, 162, 233-245. <https://doi.org/https://doi.org/10.1023/A:1020322205469>
- Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007). Let the concept of trait be functional! *Oikos*, 116(5), 882-892. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>
- Wam, H. K. & Herfindal, I. (2020). *Matvalg hos sau og storfe på skogsbeite* (NIBIO rapport 6 (42)). Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2652227>
- Wehn, S., Hovstad, K. A. & Johansen, L. (2018). The relationships between biodiversity and ecosystem services and the effects of grazing cessation in semi-natural grasslands. *Web Ecology*, 18(1), 55-65. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/we-18-55-2018>
- Wehn, S., Taugourdeau, S., Johansen, L. & Hovstad, K. A. (2017). Effects of abandonment on plant diversity in semi-natural grasslands along soil and climate gradients. *Journal of Vegetation Science*, 28(4), 838-847. <https://doi.org/10.1111/jvs.12543>

- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics* (R-pakke versjon 3.5.1. utg.). Springer-Verlag, New York.
<https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H. & Bryan, J. (2025). *_readxl: Read Excel Files_* (R-pakke versjon 1.4.5) R Foundation for Statistical Computing. <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>
- Wickham, H., François, R., Henry, L. & Müller, K. (2023). *_dplyr: A Grammar of Data Manipulation_* (R-pakke versjon 1.1.4) Comprehensive R Archive Network.
<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>
- Wickham, H., Vaughan, D. & Girlich, M. (2024). *_tidyr: Tidy Messy Data_* (R-pakke versjon 1.3.1. utg.). Comprehensive R Archive Network. <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>
- Økland, R. H. (1990). Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia*, 1(s1), 1-238. <https://doi.org/https://doi.org/10.2478/som-1990-0003>

VEDLEGG

VEDLEGG 1

Beitehistorikk og nåværende bruk av studieområdene, basert på intervju av grunneiere og relevant litteratur.

Nord-Østerdal

Studieområdet i Vingelen ligger i et beiteområde med fjellbjørkeskog. Den beita lokaliteten har vært brukt som innmarksbeite siden 1995; før det var arealet en del av utmarka, med lavere beitetrykk enn i dag. I dag er beitesesongen omtrent fra juni til midten av oktober. Om våren går om lag 70 vinterføra sau med lam på beite her i 3 uker, før de slippes på fjellbeite. I august er lokaliteten beite for storfe. I starten av september hentes sauene fra fjellbeite, og beiter på lokaliteten til omtrent midt i oktober. Det går i dag mindre storfe her enn tidligere. Lokaliteten har ikke vært slått eller gjødsla. Gjerdet som skiller beita og ubeita lokalitet ble satt opp i 1995, for å avgrense innmarksbeitet fra utmarka. Tidligere gikk det mer beitedyr i det ubeita området, men de siste 30 årene har beitetrykket vært svært lavt, med noen få sauer og vilt. Lokaliteten har ikke vært slått eller gjødsla.

Studieområdet i Estenstad ligger i en nordvestvendt skråning rett over skoggrensa, ved Forollhogna nasjonalpark. Det beita arealet er i dag en del av utmarksbeitet til beitelaget Bratthøa sauhamnelag. Historisk har arealet vært innmarksbeite for 2-3 setre ca. 5 km unna studieområdet, som var i drift fra slutten av 1800-tallet til 1930-tallet. Det var da i hovedsak storfe som beitet her, mens sau gikk i utmarka lengre unna setra. Da setrene var i drift, var det også slått i området, men det er uvisst om det har vært slått på lokaliteten. Etter opphørt seterdrift på Bratthøa fikk man skifte fra kyr til flere sauer på beitet. Registreringer fra Bratthøa sauhamnelag gir en god oversikt over beitehistorikken til området (Rekdal & Steinheim, 2001): I 1936 var det 834 sau på beite i området. Beitetrykket økte på 1950-60-tallet, til mellom 1500-1800 sauer. På 1970-talet ble det færre sauer, rundt 700. Det økte igjen til ca. 1600 sauer på 1980-tallet, og har ligget ganske stabilt på 1100-1300 sau fra 1988. I dag er beitetrykket høgt, med omtrent 2500 sauer (hovedsakelig norsk kvit sau), samt noe storfe og reinsdyr på beite. Beitesesongen varer omtrent fra slutten av juni til starten av september.

Den ubeita lokaliteten har vært brakklagt i omtrent 60 år, fra gjerdet ble satt opp på 1960-tallet. Siden da har arealet hatt et lavt beitetrykk, men sporadisk noe sau og reinsdyr.

Beitetrykket her har avtatt gradvis etter brakklegging, men med et relativt lavt beitetrykk.

Valdres

I Helin ligger beita lokalitet i et inngjerda storfebeite til en støl ca. 1 km unna. Beitet ble inngjerda rundt 1994; før det var arealet en del av utmarka og hadde lavere beitetrykk.

Historisk har dette vært beite for sauer tidlig på våren, før de ble sluppet til fjells, og deretter for kyr på stølen. Sauene gikk igjen på beite her når de ble henta fra fjellbeite, fra ca. midt i september til slutten av oktober. Fram til 1966 var beitesesongen på arealet kortere, da kyra ble flytta videre til langstølen lengre inn i juli, før de kom tilbake midt i august. I dag brukes lokaliteten som dagbeite for 16 kyr på stølen, med beitesesong omtrent fra 20. juni til starten av august, samt for et par hester. Arealet har ikke vært dyrka eller gjødsla og kun vært brukt til beite. Den ubeita lokaliteten i Helin var tidligere beiteområdet til kyra på de innerste setrene. Etter opphør av seterdrift i 1963 ble det sluppet sauer på beite her. For ca. 15 år siden ble det satt opp et gjerde som skiller området fra områdene nærmere de aktive stølene. Etter dette har den ubeita lokaliteten hatt et lavt beitetrykk med sporadisk noen sauer som har kommet seg over gjerdet.

Studieområdet i Haldorbu ligger i en statsallmenning der bønder i Øystre Slidre har beiterett. Den beita lokaliteten i Haldorbu ligger på et inngjerda skogsbeite på ca. 700 daa, ca. 9 km fra nærmeste støl. Skogsbeitet er en del av det 64 km² store inngjerda utmarksbeitet til beitelaget Haldorbu fellesdrift (Rekdal & Angeloff, 2013). Gjerdet til utmarksbeitet kom opp i 1965, og i 2010 ble skogsbeitet inngjerdet, med hensikt å fungere som en sluse ut til utmarksbeitet i begynnelsen og slutten av beitesesongen. Tidligere, da det var flere aktive setre på Haldorbu, gikk det kyr på beite her, og det var også mer hogst. Lokaliteten er i dag en del av beitet til ca. 1400 sauer og 20 storfe (sidet trønder- og nordlandsfe) i beitelaget. Beitesesongen til sauene varer ca. fra midten av juni til starten av september, og kyra beiter ca. fra 1. juli og til midt i september. Beitetrykket er høgest i starten og slutten av sesongen, da særlig når 400 søyer med samles inne i skogsbeitet (lokaliteten) på høsten. Lokaliteten blir i hovedsak brukt til beite, men det forekommer også noe hogst. Den ubeita lokaliteten i Haldorbu er en del av beiteområdet til Mellane sankelag. Lokaliteten er utilgjengelig for beitedyra på grunn av flere gjerder og regnes i denne sammenheng derfor som ubeita. Tidligere har området vært brukt som beite for nærliggende støler 1 km unna, samt noe hogst. Da var beitetrykket høyere og

med flere dyreslag, men med kortere beitesesong. Fra 1800-tallet og fram til i dag har beitetrykket gått nedover. Det er noe usikkert nøyaktig når arealet ble brakklagt, som i dag har et svært lavt beitetrykk, med sporadiske noe sau. Det er ikke kjent hogst i lokaliteten i dag.

Trysil

Beita lokaliteter for både Storløpsetra og Løpsetra ligger i Flendalen beiteområde, et inngjerda område på 22 km² (Todnem & Lunnan, 2012). Før krigen var dette et område med mange setre i drift, og arealene ble mye brukt både til slått og beite for ulike dyreslag. Gradvis sluttet bøndene med seterdrift, og området ble brukt som sauebeite. I 2008 ble det sluppet 866 sauer i Flendalen beiteområde (Rekdal, 2010), med beitesesong omtrent fra midten av juni til starten av september. Selv om det beitet sauer her fra 2021 til 2023 var dette få dyr og lavt beitetrykk sammenlignet med tidligere. I 2024 ble ikke rovdryrgjerdet rundt Flendalen beiteområde satt opp, og det gikk ikke dyr på beite her lengre. De to ubeita lokalitetene ligger på utsiden av det elektrisk rovdryrgjerde som ble satt opp første gang i 2008, og har siden ikke vært beitet av husdyr (Todnem & Lunnan, 2012).

Beita lokalitet Storløpsetra ligger i skogen bak setra, som var i drift med melkekyr fram til 1966 (Jordet Vel, 1991). Etter endt seterdrift har lokaliteten vært beite for sauer samt noen kyr fra nabosetrene; beitehistorikk er beskrevet i avsnittet over. Det har generelt vært lite hogst i området, men skogen i den beita lokaliteten ble hogd tidlig på 2000-tallet. Tilhørende ubeita lokalitet ligger utenfor rovdryrgjerdet og har vært brakklagt siden 2008. Før det var området en del av beiteområdet til setrene.

Beita lokalitet Løpsetra ligger også i skogen bak setra, som ble drevet med melkekyr og geiter fram til 2009. Etter dette har arealene i hovedsak vært beite for sauer i Flendalen beiteområde. Den ubeita lokalitet ligger utenfor rovdryrgjerdet og har vært brakklagt siden 2008. Både beita og ubeita lokaliteter ble hogd vinteren 2021/2022, registreringer på Løpsetra ble derfor bare gjennomført et år, i 2021.

VEDLEGG 2

Mal for intervju av grunneiere/andre informanter

Grunneier:

DRIFTA PÅ GÅRDEN I DAG:

- Dyrka mark:
- Innmark:
- Utmark:
- Seter (?):
- Besetning (antall dyr, rase):
- Anna drift (korn/grønnsaker/foredling osv):

BRUK AV AREALENE I DAG:

Hva brukes det beita arealet til i dag?

- Brukes arealet kun til beite, eller har det også andre bruksområder? (slått, hogst, brann, rydding av einer osv).
- Hva er dagens beiter regime på arealet?
- Beitetrykk – hvor mange dyr beiter her?
- Hvor mange dyr er sluppet i området av de ulike slagene? (dyreslag, raser++)
- Størrelse på besetninga og hvor mye har dette variert?
- Når slippes beitedyrene?
- Når blir de sanke inn?
- Hvor lang er beitesesongen fra dato til dato?
- Hvor nærme seter/gård er lokaliteten?

Hva brukes det ubeita arealet til?

- Hvor lenge har skillet mellom beita og ubeita ruter eksistert? Historien her?
- Brukes ubeita areal til noe i dag? (beitedyr, slått, hogst, rydding, brann osv)

HISTORISK BRUK AV AREALENE (både ubeita og beita arealer):

- Hvor gammel er gården/setra?

Hva har det beita arealet vært brukt til tidligere?

- Har det vært kun beite på arealet, eller har det også vært bruksområder (slått osv)?
- Hvis det var slått på arealet – tidspunkt for slått og hvor lenge siden?
- Har arealet vært dyrka og/eller gjødslet noen gang? Hvis ja, når/hvor lenge siden?
- Hva slags type beitedyr har gått på arealet (både dyreslag og raset)?
- Beitetrykk – ca hvor mange dyr har gått her?
- Når ble beitedyrene sluppet?
- Når blir de sankt inn – hvor lang er beitesesongen fra dato til dato.
- Har arealet hatt andre bruksområder? (seterdrift, slått, hogst, brann, rydding av einer)

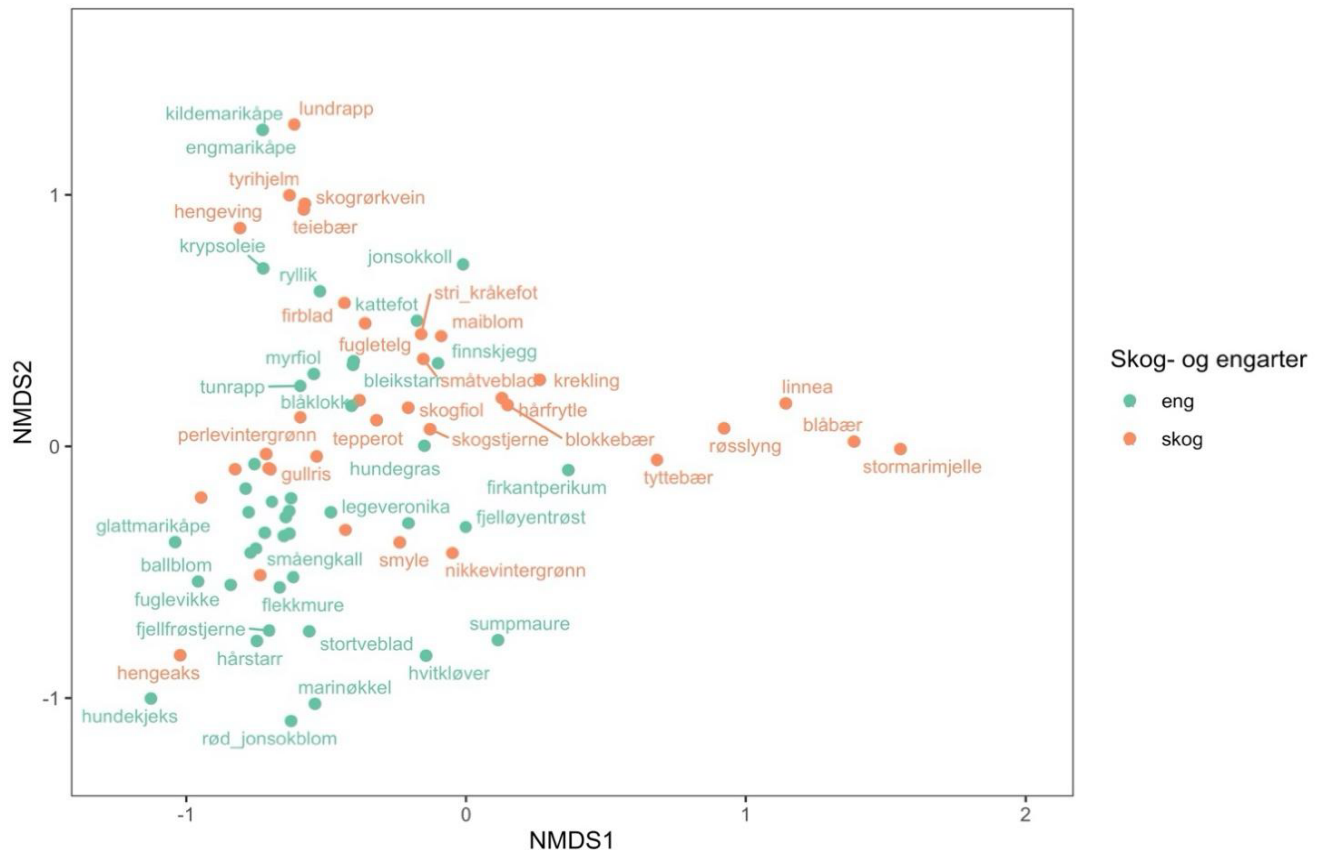
Hva har det ubeita arealet vært brukt til tidligere?

- Når ble arealet som ikke beites brakklagt?
- Hva ble det brukt til før det ble brakklagt?
- Andre bruksområder av arealet gjennom tiden?

Andre relevante opplysninger?

VEDLEGG 3

Supplerende statistikk



Figur: Artsplot med engarter og skogsarter fra NMDS-ordinasjon av artssammensetning i beita og ubeita ruter med ulikt kalknivå. Artene er representert ved punkter, og sortert i skogsarter (oransje) og engarter (grønn). Andre arter er ekskludert fra plottet. Streker kobler artsnavn og plassering langs hovedaksene i NMDS-plottet. Figuren er basert på registreringer i 8m x m ruter, n=66.

VEDLEGG 4:

Fullstendig artsliste. Artene er sortert etter funksjonell gruppe.

Art	Vitenskapelig navn	Funksjonell gruppe
Bakkefrytle	<i>Luzula multiflora</i>	Graminide
Bleikstarr	<i>Carex pallescens</i>	Graminide
Bråtestarr	<i>Carex pilulifera</i>	Graminide
Duskmyrull	<i>Eriophorum angustifolium</i>	Graminide
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	Graminide
Engrapp	<i>Poa pratensis</i>	Graminide
Finnskjegg	<i>Nardus stricta</i>	Graminide
Fjellrapp	<i>Poa alpina</i>	Graminide
Fjelltimotei	<i>Phleum alpinum</i>	Graminide
Flaskestarr	<i>Carex rostrata</i>	Graminide
Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Graminide
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	Graminide
Hårstarr	<i>Carex capillaris</i>	Graminide
Hengeaks	<i>Melica nutans</i>	Graminide
Hundegras	<i>Dactylis glomerata</i>	Graminide
Kornstarr	<i>Carex panicea</i>	Graminide
Lundrapp	<i>Poa nemoralis</i>	Graminide
Myrrapp	<i>Poa palustris</i>	Graminide
Myskegras	<i>Milium effusum</i>	Graminide
Rapp sp.	<i>Poa sp.</i>	Graminide
Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>	Graminide
Sauesvingel	<i>Festuca ovina</i>	Graminide
Seterstarr	<i>Carex brunnescens</i>	Graminide
Skogrørkvein	<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Graminide

Slirestarr	<i>Carex vaginata</i>	Graminide
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	Graminide
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	Graminide
Starr sp.	<i>Carex sp.</i>	Graminide
Stivstarr	<i>Carex bigelowii</i>	Graminide
Stjernestarr	<i>Carex echinata</i>	Graminide
Svartstarr	<i>Carex nigra</i>	Graminide
Trådrapp	<i>Poa angustifolia</i>	Graminide
Trådsiv	<i>Juncus filiformis</i>	Graminide
Tunrapp	<i>Poa annua</i>	Graminide
Ballblom	<i>Trollius europaeus</i>	Urt
Beitesveve	<i>Hieracium vulgatum</i>	Urt
Blåklokke	<i>Campanula rotundifolia</i>	Urt
Blåkoll	<i>Prunella vulgaris</i>	Urt
Bleikmyrklegg	<i>Pedicularis lapponica</i>	Urt
Enghumleblom	<i>Geum rivale</i>	Urt
Engmarikåpe	<i>Alchemilla subcrenata</i>	Urt
Engsmelle	<i>Silene vulgaris</i>	Urt
Engsoleie	<i>Ranunculus acris</i>	Urt
Engsyre	<i>Rumex acetosa</i>	Urt
Firblad	<i>Paris quadrifolia</i>	Urt
Firkantperikum	<i>Hypericum maculatum</i>	Urt
Fjellbakkestjerne	<i>Erigeron borealis</i>	Urt
Fjellfiol	<i>Viola biflora</i>	Urt
Fjellforglemmegei	<i>Myosotis decumbens</i>	Urt
Fjellfrøstjerne	<i>Thalictrum alpinum</i>	Urt
Fjellmarikåpe	<i>Alchemilla alpina</i>	Urt
Fjelløvetenner	<i>Taraxacum croceum</i>	Urt

Fjelløyentrøst	<i>Euphrasia wettsteinii</i>	Urt
Fjellsveve	<i>Hieracium alpinum</i>	Urt
Fjellsyre	<i>Oxyria digyna</i>	Urt
Fjelltistel	<i>Saussurea nuda</i>	Urt
Fjellveronika	<i>Veronica alpina</i>	Urt
Flekkmure	<i>Potentilla crantzii</i>	Urt
Føllblom	<i>Scorzoneroidea autumnalis</i>	Urt
Forglemmegei. sp	<i>Myosotis sp.</i>	Urt
Fuglevikke	<i>Vicia cracca</i>	Urt
Gjøkesyre	<i>Oxalis acetosella</i>	Urt
Glattmarikåpe	<i>Alchemilla glabra</i>	Urt
Grasstjerneblom	<i>Stellaria graminea</i>	Urt
Grønnekurle	<i>Dactylorhiza viridis</i>	Urt
Gullmyrklegg	<i>Pedicularis oederi</i>	Urt
Gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	Urt
Harerug	<i>Bistorta vivipara</i>	Urt
Hundekjeks	<i>Anthriscus sylvestris)</i>	Urt
Hvitbladtistel	<i>Cirsium heterophyllum</i>	Urt
Hvitkløver	<i>Trifolium repens</i>	Urt
Jåblom	<i>Parnassia palustris</i>	Urt
Jonsokkoll	<i>Ajuga pyramidalis</i>	Urt
Kattefot	<i>Antennaria dioica</i>	Urt
Kildemarikåpe	<i>Alchemilla glomerulans</i>	Urt
Klokkevintergrønn	<i>Pyrola media</i>	Urt
Korallrot	<i>Corallorhiza trifida</i>	Urt
Kranskonvall	<i>Polygonatum verticillatum</i>	Urt
Krypsøleie	<i>Ranunculus repens</i>	Urt
Legeveronika	<i>Veronica officinalis</i>	Urt

Legevintergrønn	<i>Pyrola Rotundifolia</i>	Urt
Linnea	<i>Linnaea borealis</i>	Urt
Maiblom	<i>Maianthemum bifolium</i>	Urt
Marikåpeslekta	<i>Alchemilla</i>	Urt
Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>	Urt
Mjølke sp.	<i>Epilobium</i> sp.	Urt
Myrfiol	<i>Viola palustris</i>	Urt
Myrklegg	<i>Pedicularis palustris</i>	Urt
Myrmjølke	<i>Epilobium palustre</i>	Urt
Nikkevintergrønn	<i>Orthilia secunda</i>	Urt
Olavsstake	<i>Moneses uniflora</i>	Urt
Øyentrøst sp.	<i>Euphrasia</i> sp.	Urt
Perlevintergrønn	<i>Pyrola minor</i>	Urt
Rød jonsokblom	<i>Silene dioica</i>	Urt
Ryllik	<i>Achillea millefolium</i>	Urt
Setergråurt	<i>Omalotheca norvegica</i>	Urt
Setermjelt	<i>Astragalus alpinus</i>	Urt
Setersmåarve	<i>Sagina saginoides</i>	Urt
Skogfiol	<i>Viola riviniana</i>	Urt
Skogforglemmegei	<i>Myosotis sylvatica</i>	Urt
Skogstjerne	<i>Trientalis europaea</i>	Urt
Skogstjerneblom	<i>Stellaria nemorum</i>	Urt
Skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum</i>	Urt
Skogsveve gr.	<i>Hieracium</i>	Urt
Sløke	<i>Angelica sylvestris</i>	Urt
Småengkall	<i>Rhinanthus minor</i>	Urt
Småmarimjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Urt
Småtveblad	<i>Neottia cordata</i>	Urt

Snauveronika	<i>Veronica serpyllifolia</i>	Urt
Storkenebbslekta	<i>Geranium</i>	Urt
Stormarimjelle	<i>Melampyrum pratense</i>	Urt
Stortveblad	<i>Neottia ovata</i>	Urt
Sumphaukeskjegg	<i>Crepis paludosa</i>	Urt
Sumpkarse	<i>Cardamine dentata</i>	Urt
Sumpmaure	<i>Galium uliginosum</i>	Urt
Svarttopp	<i>Bartsia alpina</i>	Urt
Teiebær	<i>Rubus saxatilis</i>	Urt
Tepperot	<i>Potentilla erecta</i>	Urt
Tettegras	<i>Pinguicula vulgaris</i>	Urt
Tyrihjel	<i>Aconitum septentrionale</i>	Urt
Ugrasløvetenner	<i>Taraxacum officinale</i>	Urt
Vanlig arve	<i>Cerastium fontanum</i>	Urt
Vendelrot	<i>Valeriana sambucifolia</i>	Urt
Vintergrønn sp.	<i>Pyrola grandiflora</i>	Urt
Dvergjamne	<i>Selaginella selaginoides</i>	Karsporeplante
Engsnelle	<i>Equisetum pratense</i>	Karsporeplante
Fugleteig	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Karsporeplante
Hengeving	<i>Phegopteris connectilis</i>	Karsporeplante
Lusegras	<i>Huperzia selago</i>	Karsporeplante
Marinøkkel	<i>Botrychium lunaria</i>	Karsporeplante
Skavgras	<i>Equisetum hyemale</i>	Karsporeplante
Skogsnelle	<i>Equisetum sylvaticum</i>	Karsporeplante
Stri kråkefot	<i>Lycopodium annotinum</i>	Karsporeplante
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Vedvekst
Blålyng	<i>Phyllodoce caerulea</i>	Vedvekst
Blåvier	<i>Salix starkeana</i>	Vedvekst

Blokkebær	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Vedvekst
Dvergbjørk	<i>Betula nana</i>	Vedvekst
Einer	<i>Juniperus communis</i>	Vedvekst
Fjellbjørk	<i>Betula pubescens</i>	Vedvekst
Furu	<i>Pinus sylvestris</i>	Vedvekst
Gran	<i>Picea abies</i>	Vedvekst
Gråor	<i>Alnus incana</i>	Vedvekst
Grønnvier	<i>Salix phylicifolia</i>	Vedvekst
Krekling	<i>Empetrum nigrum</i>	Vedvekst
Lappvier	<i>Salix lapponum</i>	Vedvekst
Musøre	<i>Salix herbacea</i>	Vedvekst
Myrtevier	<i>Salix myrsinites</i>	Vedvekst
Rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>	Vedvekst
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	Vedvekst
Ørevier	<i>Salix aurita</i>	Vedvekst



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway