



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2019 60 stp
Fakultet for landskap og samfunn

Vegetasjonsrestaurering etter rehabilitering av dam Bitdalen - resultater etter 10 år

Restoration of vegetation after rehabilitation of
dam Bitdalen – results after 10 years

Elin Mangseth
Biologi

Sammendrag

Denne oppgaven skal vurdere tiltak ved vegetasjonsrestaurering av et steinbrudd i Bitdalen, Vinje kommune, Telemark fylke. Steinbruddet ble anlagt under rehabiliteringen av dam Bitdalen, og etter anleggsslutt i 2008 ble steinbruddet restaurert. Ulike tiltak under restaureringen skulle redusere negative konsekvenser ved naturinngrepet. Etablering av stedeagne arter ble tilrettelagt ved tilbakelegging av stedeagne torver. Dette skulle sikre naturlig revegetering av området, med mål om at den nyetablerte vegetasjonen skulle ligne omgivelsene rundt.

Registreringer i steinbruddet ble gjort i 2008, 2009, 2010, 2011 og 2018. Forekomst av karplantearter ble registrert med ruteanalyser. I tillegg ble jorderosjon, jordtype og fuktighet i jorda, samt beiting på vegetasjonen undersøkt. Dataene fra registreringene bidrar til en vurdering av restaureringstiltakene.

Etter 10 år er det restaurerte området fortsatt ulik omgivelsene rundt. Dekningsgraden av åpen jord ble redusert fra 80 % til 3 % i løpet av studieperioden. I 2018 ble 33 arter av karplanter registrert. Arter med stor forekomst var engkvein (*Agrostis capillaris*), torvull (*Eriophorum vaginatum*), sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*), trådsiv (*Juncus filiformis*), flaskestarr (*Carex rostrata*), røsslyng (*Calluna vulgaris*), duskull (*Eriophorum angustifolium*) og dvergbjørk (*Betula nana*). Sammenlignet med 2011 var det stor økning i dekningsgraden av de stedeagne artene torvull (+ 9 %), duskull (+ 14 %), trådsiv (+ 14 %), flaskestarr (+ 24 %), dvergbjørk (+ 11 %) og røsslyng (+ 17 %) i 2018. Samtidig viste engkvein nedgang i 2018 (- 7 %) sammenlignet med 2011, noe som kan tyde på at etableringen av stedeagne arter kan utkonkurrere uønskede arter som engkvein. De tilbakelagte torvene bidro til etablering av blåbær (*Vaccinium myrtillus*), røsslyng, dvergbjørk, smyle (*Avenella flexuosa*) og torvull. Fjellbjørk (*Betula ssp. tortuosa*) hadde høyere dekningsgrad i 2011 enn i 2018, men ble registrert i flere ruter i 2018. Det kan tyde på at fjellbjørka kan klare å etablere seg i nye områder, men at etableringen tar tid. Den lave forekomsten av vier (*Salix spp.*) kan forklares av beiting. Vegetasjonssamfunn i etableringsfasen i fjellområder er sårbare for forstyrrelser, noe som gjør at revegetering kan være en langsom prosess.

Abstract

This thesis aims to evaluate the restoration measures in a quarry in Bitdalen, Vinje municipality, Telemark county. The quarry was developed during the rehabilitation of dam Bitdalen, and the quarry was restored after the construction work ended in 2008. Different measures during the restoration was supposed to reduce the negative consequences of disturbance in nature. Establishment of indigenous species was facilitated by adding indigenous turfs. This would ensure natural revegetation of the area, with the goal that the newly established vegetation would look like the surroundings.

Registrations in the quarry was conducted in 2008, 2009, 2010, 2011 and 2018. Occurrence of species of vascular plants was registered by route analysis. Soil erosion, soil type and soil moisture were also examined, in addition to grazing on the vegetation. Data from the registrations contributes to an evaluation of the restoration measures.

The restored area is different from the surroundings after 10 years. Coverage of bare soil was reduced from 80 % to 3 % during the study period. In 2018 33 species of vascular plants were registered. Species with high occurrence was *Agrostis capillaris*, *Eriophorum vaginatum*, *Deschampsia cespitosa*, *Juncus filiformis*, *Carex rostrata*, *Calluna vulgaris*, *Eriophorum angustifolium* and *Betula nana*. Compared to 2011 there was a high increase in the coverage of the indigenous species *Eriophorum vaginatum* (+ 9 %), *Eriophorum angustifolium* (+ 14 %), *Juncus filiformis* (+ 14 %), *Carex rostrata* (+ 24 %), *Betula nana* (+ 11 %) and *Calluna vulgaris* (+ 17 %) in 2018. Decrease in the coverage of *Agrostis capillaris* (-7 %) in 2018 can indicate that the establishment of indigenous species can compete against unwanted species like *Agrostis capillaris*. The adding of indigenous turfs contributed to establishment of *Vaccinum myrtillus*, *Calluna vulgaris*, *Betula nana*, *Avenella flexuosa* and *Eriophorum vaginatum*. *Betula ssp. tortuosa* showed higher coverage in 2011 than in 2018, but was registered in more routes in 2018. It seems that *Betula ssp. tortuosa* is able to establish in new areas after some time. The low occurrence of *Salix* spp. can be explained by grazing. Vegetation societies in the early phase of establishment are vulnerable to disturbance, especially in alpine areas, and revegetation can therefore be a slow process.

Forord

Denne oppgaven ble skrevet ved fakultet for landskap og samfunn ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Feltarbeidet ble utført ved steinbruddet i Bitdalen sommeren 2018. Oppgaven har vært engasjerende og gitt meg mye nyttig kunnskap om vegetasjonsrestaurering.

Jeg vil takke min veileder Line Rosef for hjelp og støtte underveis, for gode tilbakemeldinger og for hjelp og veiledning under feltarbeidet.

Takk til min familie som i kombinasjon med sin ferietur stilte opp som feltassistenter i Bitdalen. En stor takk til mine venner for støtte, tålmodighet og godt selskap under skriveprosessen. Takk for alle gode råd jeg har fått underveis.

Alle bilder er tatt av forfatteren der ikke annet er oppgitt.

Oslo, 12. desember 2019

Elin Mangseth
Fakultet for biovitenskap,
Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Innhold

SAMMENDRAG	3
ABSTRACT	5
FORORD	7
1 INNLEDNING.....	11
1.1 Utfordringer for fjellvegetasjonen	11
1.2 Naturinngrep og behov for restaurering.....	12
1.3 Økologisk restaurering	13
1.4 Bakgrunn for oppgaven	14
1.5 Mål med oppgaven.....	14
2 INTRODUKSJON AV DAM BITDALEN.....	15
2.1 Områdebeskrivelse.....	15
2.2 Dam Bitdalen	16
2.3 Tiltak for å sikre revegetering i Bitdalen.....	17
3 METODE.....	19
3.1 Transekt.....	19
3.2 Ruteanalyse	21
3.3 Ruteanalyse i uberørt vegetasjon.....	22
3.4 Langs transektene	22
3.4.1 Vier og bjørk	22
3.4.2 Små steiner og synkehull.....	22
3.5 Store steiner.....	23
3.6 Statistisk analyse.....	23
4 RESULTATER	25
4.1 Forekomst av karplanter i 2018	25

4.2 Vegetasjonsutvikling over 10 år	25
4.3 Torv	32
4.4 Fuktighet og jordtype	33
4.5 Vier og bjørk.....	35
4.6 Synkehull og små steiner	35
4.7 Store steiner.....	37
5 DISKUSJON	41
6 REFERANSER.....	47
VEDLEGG 1.....	50
VEDLEGG 2.....	52
VEDLEGG 3.....	53

1 Innledning

1.1 utfordringer for fjellvegetasjonen

Hardangervidda er det største inngrepsfrie naturområdet i Sør-Norge og Hardangervidda nasjonalpark er et stort sammenhengende område uten store tekniske inngrep.

Habitatfragmentering er en stor trussel for naturmangfold og kan medføre at planter og dyr mister sine leveområder. Å begrense store skader på naturen reduserer sjansen for tap av biologisk mangfold. Utbygging av veier, jernbanelinjer, vassdragsutbygging og større kraftlinjer er eksempler på tekniske inngrep som fragmenterer uberørt natur. Det er særlig veibygging og energianlegg som er de største årsakene til tap av inngrepsfri natur i Norge (Miljødirektoratet, 2018). Opprettelsen av Hardangervidda nasjonalpark i 1981 skulle sikre at hensynet til naturvern ble ivaretatt, samt opprettholde bruken av naturressursene. Turisme, reindrift, fiske, jakt og sauebeiting har lenge vært store interesseområder på Hardangervidda, i tillegg til utnyttelse av vassdragene i form av vannkraftverk (Ryvarden, 1997). Utbygging av slike kraftverk reiser et behov for å kartlegge virkningene slike tiltak har på vegetasjonen og å utarbeide restaureringsmetoder for å redusere skader på naturen og omgivelsene.

Vegetasjonen i fjellområder påvirkes av fysiske utfordringer som kort vekstsesong, lave temperaturer, snø, vind, tørkestress på rabber og ustabil og næringsfattig jord (Seldal & Högstedt, 2000). Vegetasjonetablering påvirkes av plantens evne til regenerering, til å spre frø, til å utstå konkurranse og evnen til å minimere skader ved forstyrrelse (Hagen & Skrindo, 2010). Etablering av vegetasjon i fjellområder kan være utfordrende (Nilsson & Aradóttir, 2013; Scherrer & Pickering, 2006), og reetablering av arter etter et inngrep kan ta tid. Vegetasjon i tidlig suksesjonsfase vil gå gjennom ulike stadier av vekst, noe som vil være mest tydelig i årene etter restaurering av vegetasjonen. Deretter vil artssammensetningen stabiliseres med tiden (Pickett et al., 1987; Skrindo, 2005). Likevel kan suksesjon i fjellområder fortsatt være på et tidlig stadium flere tiår etter inngrep (Densmore & Holmes, 1987; Harper & Kershaw, 1996).

Fordi fjellvegetasjonen er sårbar for forstyrrelser, vil et inngrep kunne føre til langvarige negative konsekvenser (Rydgren et al., 2011; Seldal & Högstedt, 2000). Ofte kreves flere tiltak for å sikre vegetasjonsetablering i fjellområder. Muligheten til spredning fra intakt vegetasjon begrenses ved store berørte områder og må ofte suppleres med utlegging av torver som fungerer som frøbanker (Hagen & Evju, 2013). Kunnskap og erfaring om restaurering og revegetering fra stedege toppmasser kan forhindre langvarige konsekvenser av inngrepet. I en restaureringsprosess er det viktig med indikatorer underveis som kan vise om revegeteringen virker vellykket eller ikke (Rydgren et al., 2011).

1.2 Naturinngrep og behov for restaurering

Restaureringsmetoder som tar hensyn til naturmangfoldet bidrar til å bevare naturen slik at den kan nyttes i mange år fremover. Gjennom konvensjonen for biologisk mangfold er 195 land, inkludert Norge, forpliktet til å ta hensyn til biologisk mangfold og å sikre en bærekraftig bruk av naturen. Å verne truede områder og innhente kunnskap om arter er tiltak som skal hindre tap av biologisk mangfold (Miljødirektoratet, u.å.). Dette styrkes av naturmangfoldloven som sikrer at beslutninger som tas av forvaltningen tar hensyn til naturens funksjon for økologi og økosystem (Naturmangfoldloven, 2009). Forskrift om konsekvensutredninger (2017) ivaretar hensynet til miljø og samfunn gjennom krav om vurdering av virkninger ved en plan eller et tiltak. Ifølge denne forskriften skal større inngrep konsekvensutredes og områder som er direkte påvirket i anleggsperioden skal restaureres (Vegdirektoratet, 2018). Ulike områder har ulik evne til gjenvekst og omfanget av inngrepet kan avgjøre hvor vellykket restaureringen blir. Omfattende arbeid hvor hele vegetasjonsdekket blir ødelagt kan sette i gang en sen gjenvekstprosess.

1.3 Økologisk restaurering

Økologisk restaurering skal tilrettelegge for tilbakeføring av et naturområde som har vært utsatt for inngrep eller forstyrrelser. Målet er at det berørte økosystemet skal kunne gjenoppta sin naturlige funksjon. Restaurering av et område sikrer tilkobling til omgivelsene av hensyn til arter, landskapsbildet og økosystemets funksjon (Society for Ecological Restoration International, 2008). Tilbakeføringen er basert på økologien til området, derfor er kjennskap til naturen og økologien viktig for gjenopprettelsen og for en optimal restaureringsprosess (Hagen & Skrindo, 2010). Naturrestaurering skal bidra til at artssammensetningen i det berørte området ligner vegetasjonen i omgivelsene (Rydgren et al., 2011).

Det økte presset på naturområder og økt behov for god forvaltning av naturressurser understreker viktigheten av studier på naturrestaurering. Flere tidligere studier knyttet til restaurering har gått over korte tidsperioder. En studie i alpine områder i Alaska av Densmore og Holmes (1987) så på effekten av revegetering etter én sesong, mens en studie om revegetering av grøftkanter i Akershus av Skrindo og Halvorsen (2008) gikk over en treårsperiode. Forsøksfeltet på Hjerkin har vært observert 7 år etter restaurering (Hagen & Evju, 2013). Fortsatt er det behov for kunnskap om langtidseffektene av restaurering av berørte områder. Særlig er det behov for mer kunnskap om restaurering i fjellområder, da det finnes flest studier om restaurering i lavlandet (Rydgren et al., 2011). Revegetering langs veier på lavlandet har sikret en stabil artssammensetning to år etter tilbakelegging av toppjord (Skrindo & Halvorsen, 2008), mens studier gjort i alpine områder har estimert at det kan ta opptil 50 år før en revegeteringsprosess er regnet som komplett (Rydgren et al., 2011).

1.4 Bakgrunn for oppgaven

I forbindelse med rehabilitering av dam Bitdalen ble et steinbrudd anlagt øst for dammen. I anleggsfasen og tiden etter anleggsslutt ble tiltak gjort for å redusere de negative konsekvensene av inngrepet. Området for steinbruddet ble fylt igjen med stedegne toppmasser i 2008. Restaureringen i Bitdalen er en del av et forskningsprosjekt om økologisk revegetering etter naturinngrep. Forskningsprosjektet ble utarbeidet av Statkraft Energi Region Øst Norge i samarbeid med Institutt for plantevitenskap (IPV) ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), tidligere Institutt for plante- og miljøvitenskap ved UMB. Prosjektets hovedmål var å få erfaring i hvordan man kan tilrettelegge for naturlig restaurering av naturområder etter inngrep. Arbeidet i Bitdalen er godt dokumentert gjennom NMBUs jevnlige oppfølging under de ulike delene av restaureringsarbeidet. De påfølgende årene etter anleggsslutt ble revegeteringen studert. Erfaringer knyttet til prosjektet gir nytteverdi for lignende prosjekter i fremtiden.

1.5 Mål med oppgaven

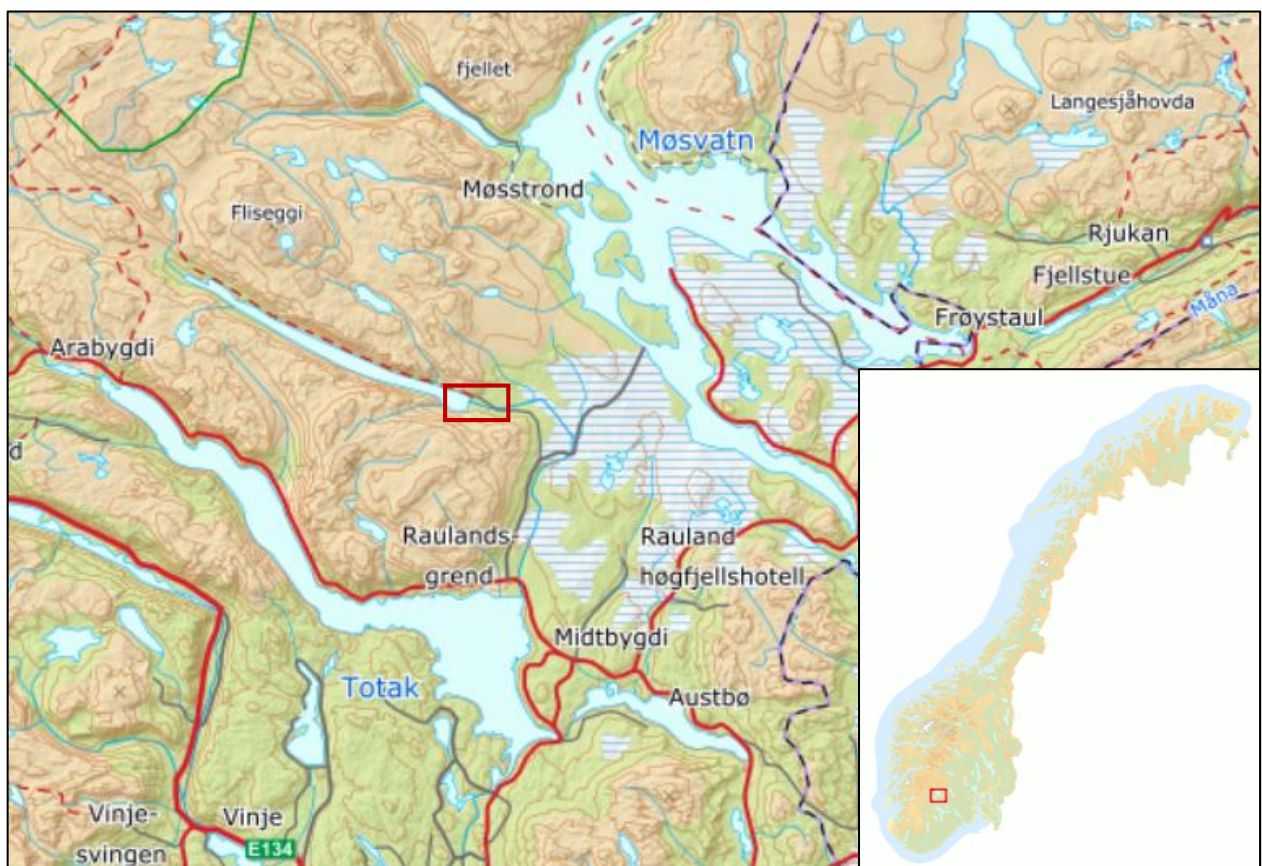
Restaureringstiltakene i steinbruddet skulle sørge for et vegetasjonsdekke som ligner intakt vegetasjon. Forekomst av ulike arter av karplanter ble registrert i 2008, 2009, 2010, 2011 og 2018. Registreringene og observasjonene gjort i området skal bidra til økt kunnskap om revegetering av natur. De langsiktige effektene av tiltakene skal vurderes i denne oppgaven og gi svar på følgende:

- Er vegetasjonen i steinbruddet lik vegetasjonen i omgivelsene etter 10 år?
- Hvordan har trær og busker etablert seg?
- Hvordan fungerer de ulike restaureringstiltakene?

2 Introduksjon av dam Bitdalen

2.1 Områdebeskrivelse

Bitdalen ligger i Vinje kommune i Telemark fylke (Figur 1), 940 moh. (59.782720° N, 7.986580° Ø). Bitdalsvannet er 13 kilometer langt og ligger i et dalføre med høye fjellområder på hver side av vannet. Dalen er en u-dal som ble formet i istiden og de vanligste bergartene i Bitdalen er gneis og granitt (Kostveit et al., 2006). De høye fjellene skyldes kvartsitt i berggrunnen. Dette er en basefattig og hard bergart som ikke forvitrer lett og som gir lite løsmateriale til jordsmonnet. Denne typen jordsmonn gir grobunn for det man regner som fattig vegetasjon (Moen et al., 1998). Det dominerende treslaget i Bitdalen er bjørk. I mange år har beiting vært en begrensende faktor for skogen (Kostveit et al., 2006).

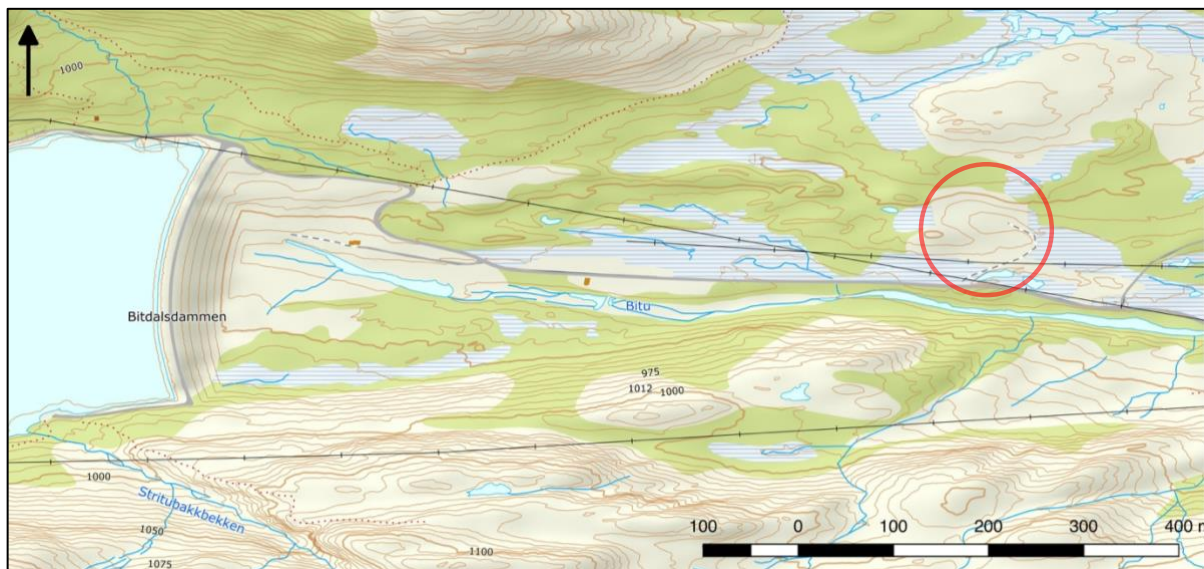


Figur 1: Lokalitet for dam Bitdalen med det undersøkte området markert med rødt på kartutsnittet til venstre (Kartverket, 2019).

Målestasjonen ved Møsvatn ligger omtrent 13 km i luftlinje fra Bitdalen, 977 moh. Der forventes mest nedbør i perioden juli til november. Nedbørsnormalen er lavest for april med 37 mm, og høyest for oktober med 95 mm. Normaltemperaturen er 10,5 °C i juli, og -8 °C i januar (Meteorologisk Institutt).

2.2 Dam Bitdalen

Dam Bitdalen er en reguleringsdam med formål å fungere som et kraftverk og forsyne fylket med energi. Konstruksjonen består av steinfylling, noe som vil si at mer enn halvparten av damanlegget består av sprengstein (Heggstad & Konow, 2018). Disse utgjør støttefyllinger på hver side av konstruksjonen, med en tetningskjerne i midten. Arbeidet med å anlegge en demning i Bitdalsvannet startet i 1969 og ble ferdigstilt året etter. På grunn av nye krav og bestemmelser fra Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE) ble det bestemt at dammen måtte rehabiliteres. Arbeidet med dette startet i 2006. Støttefyllingen som ligger nedstrøms fra dammen ble rehabilitert og fikk en ny fasade av stein. Uttak av stein ble gjort fra et steinbrudd som ble anlagt øst for dammen (Rosef et al., 2015). Området for steinbruddet ligger bak en skjerm av forhøyet terreng for å redusere innsyn fra veien (Figur 2).



Figur 2: Kartutsnitt av området øst for dam Bitdalen, med området for steinbruddet til høyre i kartet (markert med rød sirkel). Anleggsveien inn til steinbruddet er vist med stiplede linje fra bilvei. Kart laget i QGIS.

2.3 Tiltak for å sikre revegetering i Bitdalen

Flere restaureringstiltak ble gjort i Bitdalen før arbeidet med steinbruddet startet. Store steiner ble midlertidig lagret med vegetasjonssiden opp og ble returnert til området under restaureringen. Løsmasser og de øvre torvlagene ble gravd opp, kategorisert og mellomlagret til de ble lagt tilbake to år seinere. Torver både med og uten fjellbjørk ble tatt ut (Rosef et al., 2015). Det øverste laget i jorda inneholder naturlige elementer av frø, sporer og røtter, noe som gir grobunn for naturlig vegetasjonsetablering etter anleggsslutt. Løsmassene skulle bidra til naturlig gjenvekst, og sørge for en effektiv vegetasjonsetablering. Sammensetningen i stedlige toppmasser gir gode vekstvilkår og er det beste utgangspunktet for gjenvekst (Hagen & Skrindo, 2010).

Etter anleggsslutt i 2008 ble området i steinbruddet fylt med sprengstein og jord. Terrenget fikk en skålforn med tørre områder øverst og fuktige områder i bunn. Å unngå bratte helninger hindrer bevegelse av løsmasser, noe som kunne påvirke vegetasjonsetableringen. Restaureringen av terrenget skulle sørge for en glidende overgang til de uberørte områdene rundt. Torvene ble lagt tilbake i henhold til en bestemt plan, av hensyn til ulike miljøfaktorer i terrenget. I bunnen av området ble det tilrettelagt for myretablering. Torvlagene som ble lagt tilbake utgjorde omtrent 10 % av det berørte arealet (Rosef et al., 2015). Etter at området ble fylt igjen og løsmassene ble lagt tilbake, har det etablert seg vegetasjon (Figur 3).



Figur 3: Det undersøkte området fotografert i 2018, hvor det under anleggsperioden ble anlagt et steinbrudd for uttak av stein. Gjennom restaurering har området blitt fylt igjen av løsmasser, og tiltak har blitt gjort for å sikre naturlig revegetering. Foto: Line Rosef.

3 Metode

3.1 Transekt

Til kartleggingen av vegetasjonen i steinbruddet ble det lagt ut fem transekter i 2008 i himmelretningene V-Ø, S-N, N-S og Ø-V. Transekt 1 (V-Ø) er 50 meter langt og ligger i en østvendt bakke. Transekt 2 (S-N) er 41 meter langt og ligger i en nordvendt bakke. Transekt 3 (N-S) er 64 meter langt og ligger i en sørvendt bakke. Transekt 4 (Ø-V) er 42,5 meter langt og ligger i en vestvendt bakke. Transekt 5 er plassert mellom transekt 1 og 3, og er 50 meter langt. Rute 1 var startpunktet på det høyeste punktet i terrenget for alle transektene, og alle fem transektene endte i et punkt i bunnen av dalen. I 2018 ble transektene lokalisert på nytt. Kart med GPS-markeringer av transektene ble brukt til å lokalisere transektene. Hver rute i transektene har tidligere blitt markert med merkepinner, og flere av disse merkepinnene ble funnet i 2018. Noen av merkepinnene ble erstattet med nye i 2018, slik at plasseringen til øvre venstre hjørne i hver rute ble tydelig markert i terrenget (Figur 4).



Figur 4: Transekt 1 med rute 1 ved merkepinne og målebånd langs transektet i 2018. Foto: Line Rosef.

3.2 Ruteanalyse

Langs hvert transekt ble ruter (1x1 meter) analysert i 2008, 2009, 2010 og 2011. De samme rutene ble analysert i 2018. De fire første årene ble miljøfaktorene fuktighet, jordtype, helning og eksposisjon registrert (Tabell 1). Resultatene fra målingene i 2011 er også brukt i 2018, ettersom miljøfaktorene ikke ble registrert det året. Prosentvis dekning av åpen jord ble registrert alle fem årene, og det ble notert om rutene var i nærheten av tilbakelagt torv.

Tabell 1: Definisjoner av faktorer som ble registrert i rutene.

Fuktighet	Skala 1-3, der 1 er tørr jord og 3 er sump.
Jordtype	Skala 1-3, der 1 er torv og 3 er grus/sand.
Helning	Hvor bratt terrenget er. Verdi for helning målt vha. klinometerkompass.
Eksposisjon	Himmelretning angitt vha. kompass.
Åpen jord	Prosentvis dekning av åpen jord i rutene. Åpen jord er mangel på vegetasjonsdekke.
Tilknytning til torv	Om ruta var plassert i nærheten/på torv som ble lagt tilbake under restaureringen.
Karplanter	Alle karplanter i ruta ble registrert med prosentvis dekning.
Annet	Prosentvis dekning av steiner, dødt materiale og kvist i rutene ble registrert.

I hver rute ble prosentvis forekomst av hver art av karplanter registrert. Nomenklatur for arter følger Lid og Lid (2005). I tillegg ble prosentvis dekning av steiner, dødt materiale og kvist i rutene registrert, samt prosentandel mose og lav.

3.3 Ruteanalyse i uberørt vegetasjon

Ruteanalyser i omgivelsene utenfor det berørte området ble gjort i 2011. I området ovenfor alle fem transektene ble tre ruter analysert, totalt 15 ruter. I tillegg ble tre ruter analysert ved inngangen til steinbruddet. Vegetasjonen i disse rutene er uberørt av inngrepet, og vegetasjonskartleggingen i rutene viser hvilke arter som vokser i de nærliggende omgivelsene.

3.4 Langs transektene

I 2018 ble det lagt ut et målebånd langs hvert transekt. I en stripe på 2 meter, en meter på hver side av målebåndet, ble antall vier (*Salix* spp.), dvergbjørk (*Betula nana*), fjellbjørk (*Betula* ssp. *tortuosa*), små steiner og synkehull registrert. Det ble notert hvor på transektet (m fra start) de ble funnet. Ved å justere for forskjell i lengde på transektene får man antall registreringer per meter.

3.4.1 Vier og bjørk

Høyden til hvert individ av vier, dvergbjørk og fjellbjørk ble registrert. Det ble notert om individene av plantene vokste på eller i nærheten av torv, eller om individene vokste opp som skudd fra tidligere plantet bjørk. Beiting ble registrert som antall skudd på individet som viste tegn til beiting.

3.4.2 Små steiner og synkehull

Steiner på størrelse med en golfball og større ble registrert langs hvert transekt. Der jorden har sunket i forhold til omkringliggende jord, og eventuelt mangler vegetasjonsdekke, registreres dette som synkehull. Hull på størrelse med et A4-ark eller større ble registrert.

3.5 Store steiner

Store steiner ble lagt tilbake i terrenget etter at steinbruddet var fylt igjen i 2008. I 2018 ble et lyst område nederst på flere av steinene observert, dette området var uten mose og lav. Dette tyder på at jorden som opprinnelig lå rundt steinene har sunket i ettertid. For å få et mål på hvor mye jorden har sunket rundt steinene, ble 12 steiner valgt ut, med to målinger ved hver stein. Målingene ble tatt fra underlaget og opp til punktet hvor det lyse området slutter. Området for første måling ble tilfeldig valgt ut, og området for andre måling var på området tvers overfor (180 grader) den første målingen. De målte sidene ble fotografert. Det ble registrert forekomst av mose, lav eller ingen vekst på steinene. Deretter ble det tatt en vurdering om jorden har sunket rundt hele steinen, eller om den bare har sunket på visse sider av steinen. Dette ble oppgitt i prosent. Dersom jorden rundt en stein bar preg av å ha sunket rundt hele fikk den verdi 100 %.

3.6 Statistisk analyse

Excel versjon 16.31 ble brukt til å bearbeide data fra registreringene og til å lage tabeller og stolpediagrammer. Statistisk analyse ble gjort i R versjon 3.6.1. Gjennomsnittlig dekningsprosent av hver enkelt art ble log-transformert for å oppfylle kravet om normalfordeling i variansanalysen. Dette ble testet med histogram som visualiserte normalitet for artene. Enveis variansanalyse (ANOVA) ble utført for å sammenligne prosentvis dekning av artene fra hvert år (2008, 2009, 2010, 2011, 2018 og uberørt vegetasjon). En signifikant p-verdi ($p < 0,05$) fra ANOVA-testen tilsier en ulikhet mellom årene. Disse ble testet med Tukey post hoc test, som gjør en parvis sammenligning av hvert år. Testen gir en signifikant p-verdi for årene som er ulike hverandre.

4 Resultater

4.1 Forekomst av karplanter i 2018

Totalt 33 arter av karplanter ble registrert i de 51 analyserutene i 2018 (Vedlegg 1, Tabell 5 for fullstendig artsliste). Engkvein (*Agrostis capillaris*), dvergbjørk, smyle (*Avenella flexuosa*), røsslyng (*Calluna vulgaris*) og sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) er arter som viste høy forekomst i øvre del av transektene. I nedre del av transektene ble flaskestarr (*Carex rostrata*), torvull (*Eriophorum vaginatum*), duskull (*Eriophorum angustifolium*), myrfiol (*Viola palustris*) og trådsiv (*Juncus filiformis*) ofte registrert. Molte (*Rubus chamaemorus*), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), krekling (*Emeptrum nigrum*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*) er arter som ble registrert med jevn spredning i transektene.

4.2 Vegetasjonsutvikling over 10 år

I 2018 ble engkvein registrert i 44 ruter med en gjennomsnittlig dekning på 13 % (Tabell 2). Prosentvis dekning av engkvein i rutene varierte fra mindre enn 1 % til 35 %. Engkvein viste en kraftig oppgang de fire første årene etter 2008, med en tilbakegang i 2018.

Gjennomsnittlig dekning av engkvein var 20 % i 2011. Engkvein ble registrert i to ruter i 2008, og i 44 ruter i 2018. 38 ruter var de samme i 2011 og i 2018. For sølvbunke har gjennomsnittlig dekning økt fra 1 % i 2011 til 19 % i 2018. Småsyre (*Rumex acetosella*) hadde en gjennomsnittlig dekning på 12 % i 2011 og 1 % i 2018. Engkvein, sølvbunke og småsyre var arter som ikke ble registrert i det uberørte området i 2011.

Arter med sterk vekst i perioden 2008-2018 var torvull, trådsiv, flaskestarr, røsslyng og duskull. Gjennomsnittlig dekning av trådsiv var 1 % i 2011 og 15 % i 2018. Flaskestarr ble registrert i én rute i 2008 og i fire ruter i 2009. Ingen observasjon av flaskestarr ble gjort i 2010 og 2011. I 2018 ble flaskestarr registrert i 16 ruter, hvorav 3 av rutene var de samme i 2009. Flaskestarr hadde en gjennomsnittlig dekning på 24 % i 2018. Duskull viste en stabil forekomst i 2008-2011 med en gjennomsnittlig dekning på under 1 %, mens gjennomsnittlig dekning i 2018 var 14 %. Røsslyng ble registrert i 14 ruter i 2018 med en gjennomsnittlig

dekning på 19 %. I 2011 var gjennomsnittlig dekning av røsslyng 2 %. Røsslyng ble registrert i 11 ruter i 2011, og 7 av disse rutene var de samme i 2018.

Arter med stabil forekomst og noe økning i rutene var smyle, blokkebær, blåbær, krekling, molte, frytle (*Luzula* spp.), vier, blåtopp (*Molinia caerulea*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*). Blåbær har økt gjennomsnittlig dekning fra 2 % til 5 % i løpet av perioden 2008-2018. Molte ble registrert i 19 ruter i 2011 og i 15 ruter i 2018, og 13 av rutene var de samme i 2011 og 2018. Tyttebær hadde en lav forekomst med gjennomsnittlig dekning på under 1 % både i 2008 og i 2018.

Gjennomsnittlig dekning av vier var 1 % i 2018. Vier ble ikke registrert i noen av rutene i 2008, men ble funnet i 15 ruter i 2011. I 2018 ble vier registrert i 13 ruter, hvorav 5 av rutene var de samme som i 2011. Dvergbjørk viste varierende forekomst i perioden 2008-2011, og tallene varierte fra 16 ruter i 2008 til 21 ruter i 2011. I 2018 ble dvergbjørk registrert i 12 ruter, hvorav 9 av rutene var de samme i 2011. Gjennomsnittlig dekning av dvergbjørk økte fra 3 % i 2011 til 14 % i 2018. Fjellbjørk ble registrert i 12 ruter i 2018, hvorav 3 av disse rutene var de samme i 2011. Gjennomsnittlig dekning av fjellbjørk var 4 % i 2011 og 1 % i 2018.

Tabell 2: Resultat av ruteanalyser av karplanter 2008-2011 og 2018. De utvalgte artene er de artene med høyest forekomst i 2018, og er rangert etter funn i antall ruter i 2018. Åpen jord er inkludert i tabellen for å vise utviklingen i løpet av studieperioden. Tallene for hvert år viser gjennomsnittlig prosentvis dekning i alle ruter, totalt 51 ruter. Tallene i parentes viser hvor mange ruter artene ble registrert i. Uberørt viser ruteanalyser fra 12 ruter tatt i omgivelsene rundt i 2011.

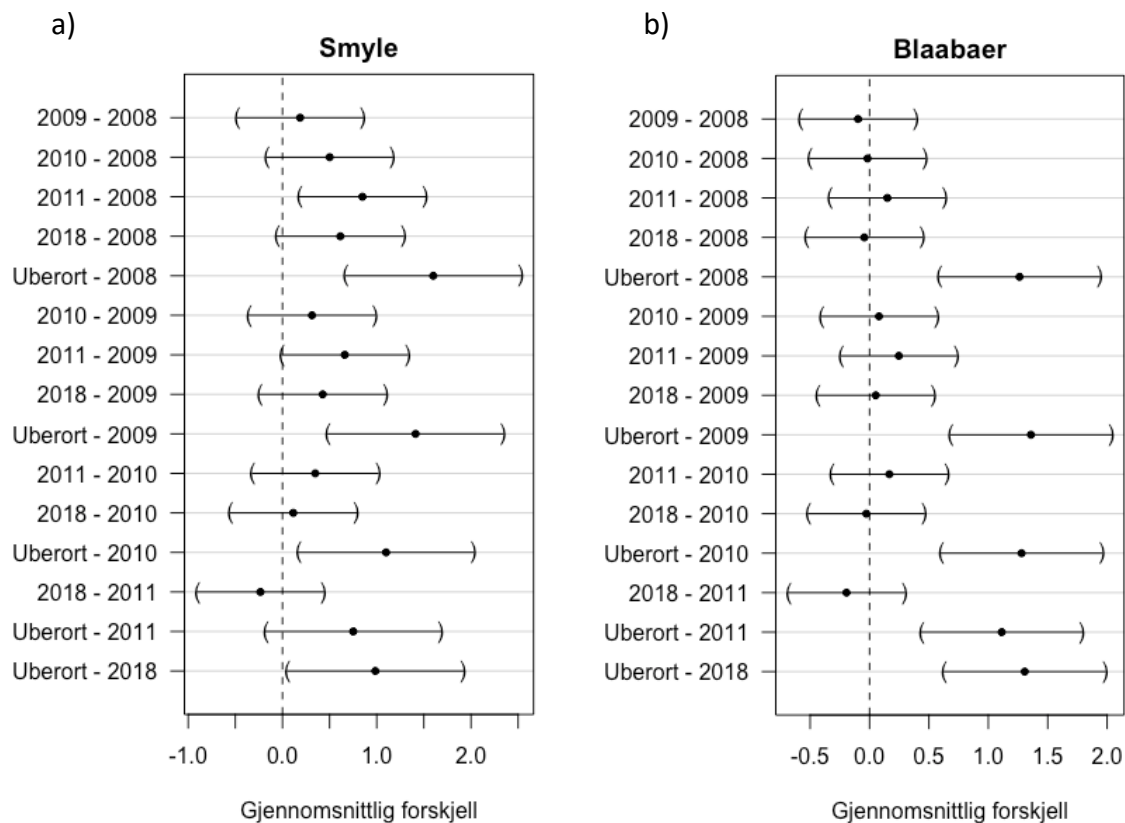
	2008	2009	2010	2011	2018	Uberørt
Engkvein	0 (2)	1 (26)	8 (40)	20 (46)	13 (44)	0
Smyle	4 (15)	3 (30)	6 (33)	9 (36)	7 (33)	25
Skogstjerne	0 (4)	0 (6)	0 (10)	0 (14)	3 (25)	< 1
Torvull	4 (16)	4 (23)	6 (19)	8 (18)	17 (25)	5
Sølvbunke	0 (0)	0 (3)	0 (3)	1 (13)	19 (22)	0
Trådsiv	0 (3)	0 (2)	0 (8)	1 (14)	15 (22)	1
Blokkebær	2 (18)	2 (18)	2 (20)	2 (20)	8 (18)	5
Blåbær	2 (16)	1 (17)	2 (17)	3 (18)	5 (17)	12
Krekling	2 (18)	3 (20)	2 (18)	3 (18)	6 (17)	4
Flaskestarr	0 (1)	0 (4)	0 (0)	0 (0)	24 (16)	0
Molte	1 (13)	0 (13)	1 (20)	1 (19)	7 (15)	8
Frytle	0 (1)	0 (11)	0 (16)	0 (18)	2 (15)	< 1
Røsslyng	1 (9)	1 (7)	1 (8)	2 (11)	19 (14)	3
Vier	0 (0)	0 (4)	0 (11)	0 (15)	1 (13)	3
Duskull	0 (9)	0 (10)	0 (6)	0 (6)	14 (13)	< 1
Dvergbjørk	3 (16)	2 (20)	3 (18)	3 (21)	14 (12)	12
Fjellbjørk	1 (3)	0 (3)	0 (2)	4 (10)	1 (12)	17
Finnskjegg	0 (2)	1 (3)	1 (3)	3 (11)	6 (12)	9
Myrfiol	0 (0)	0 (2)	0 (3)	1 (4)	3 (10)	< 1
Småsyre	0 (2)	1 (18)	9 (35)	12 (40)	1 (9)	0
Blåtopp	0 (4)	0 (6)	1 (8)	0 (5)	2 (6)	5
Tyttebær	0 (5)	0 (5)	0 (2)	0 (3)	1 (5)	3
Åpen jord	80 (51)	68 (51)	34 (51)	13 (50)	3 (9)	0

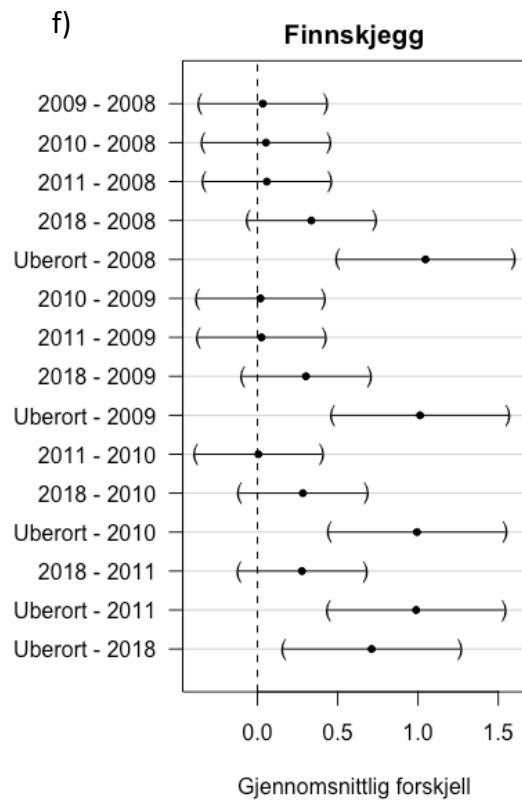
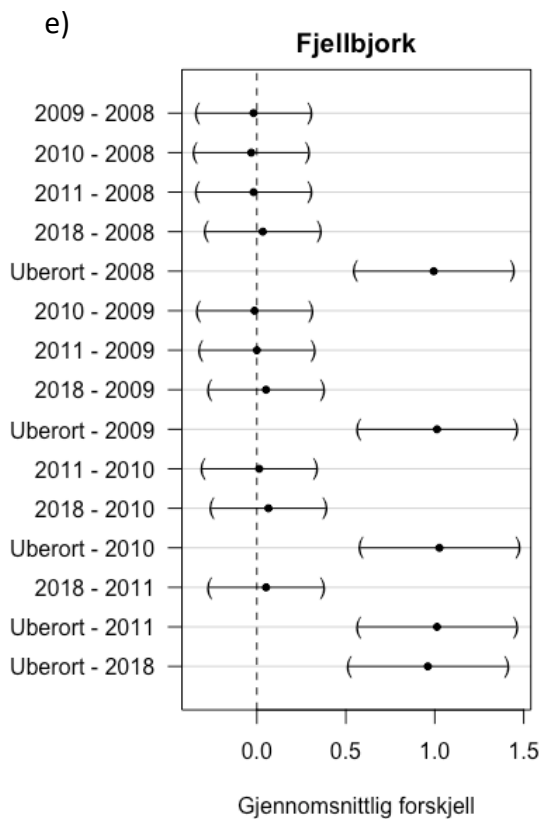
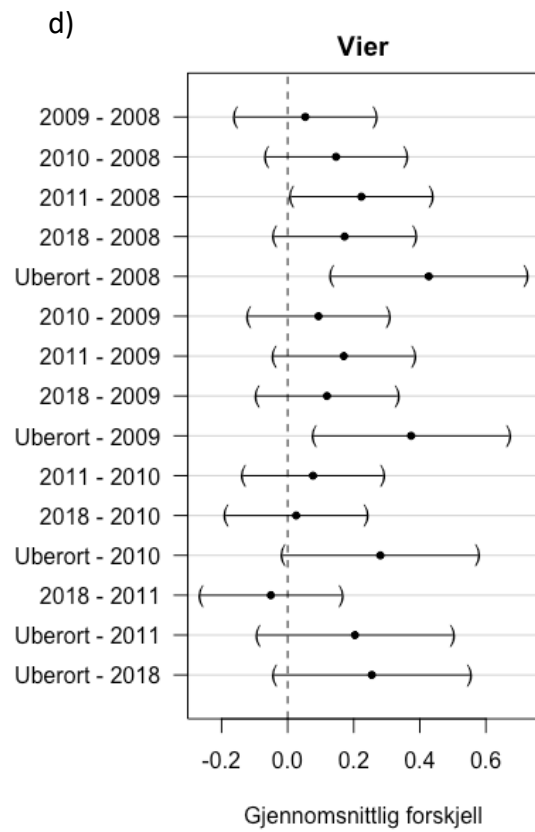
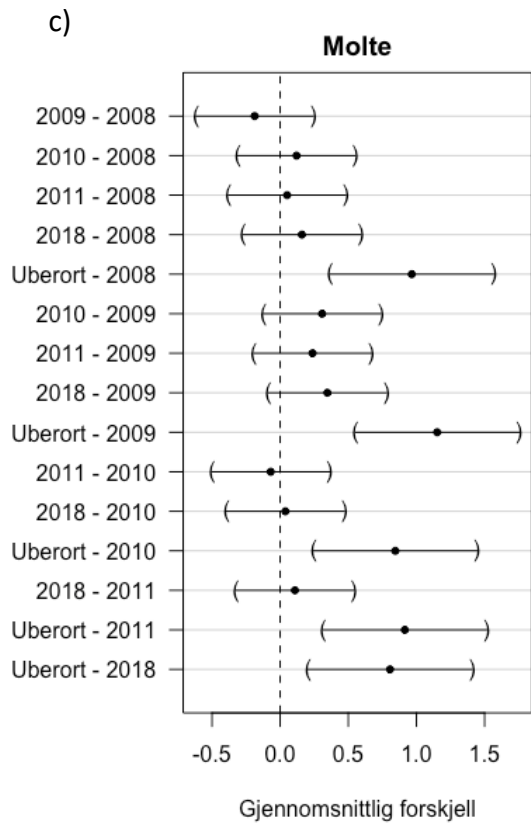
Mose ble registrert i 48 av 51 ruter i 2018, med en gjennomsnittlig dekning på 43 %. Dødt materiale ble registrert i 46 av 51 ruter, med en gjennomsnittlig dekning på 23 %. Dekningsgraden av åpen jord viste en nedgang fra 2008 til 2018 (Figur 5). I 2008 var gjennomsnittlig dekningsgrad for åpen jord 80 % og 3 % i 2018.

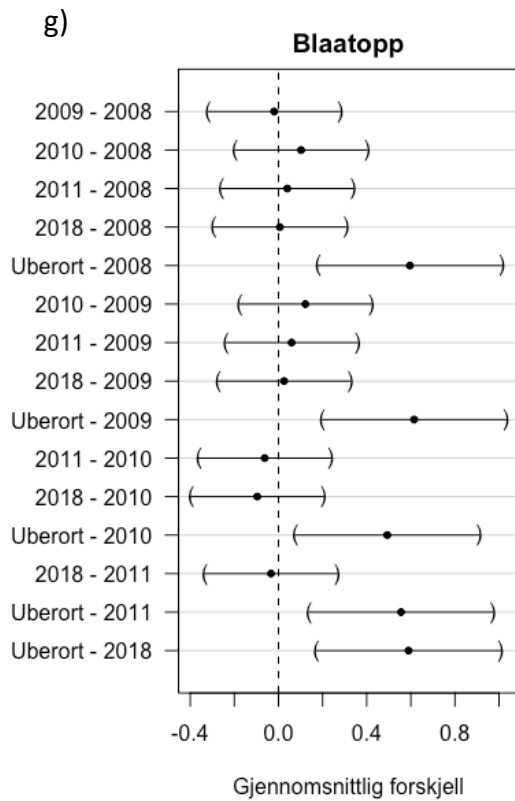


Figur 5: Transekt 5 fotografert i 2008, 2009, 2010, 2011, 2013 og 2018. Foto: Line Rosef.

En parvis sammenligning mellom år ble utført for arter med signifikant ulikhet mellom årene (Vedlegg 2, Tabell 6). For alle artene (unntatt vier, myrfiol og småsyre) var det en statistisk forskjell mellom uberørt vegetasjon og 2018. Arter med statistiske forskjeller mellom 2008 og uberørt vegetasjon var smyle, blåbær, molte, vier, fjellbjørk, finnskjegg (*Nardus stricta*) og blåtopp (Figur 6). Alle disse artene ble registrert i uberørt vegetasjon, men hadde en lavere dekningsgrad i 2008 enn i det uberørte området. Samtlige har økt sin dekningsgrad fra 2008 til 2018. For flere arter (engkvein, skogstjerne (*Trientalis europaea*), sølvbunke, trådsiv, flaskestarr, duskull og myrfiol) var det en statistisk forskjell mellom 2008 og 2018 (Vedlegg 3, Figur 13). Felles for disse artene var en økning i dekningsgraden fra 2008 til 2018. Av disse artene ble alle unntatt engkvein, sølvbunke og flaskestarr registrert i det uberørte området.





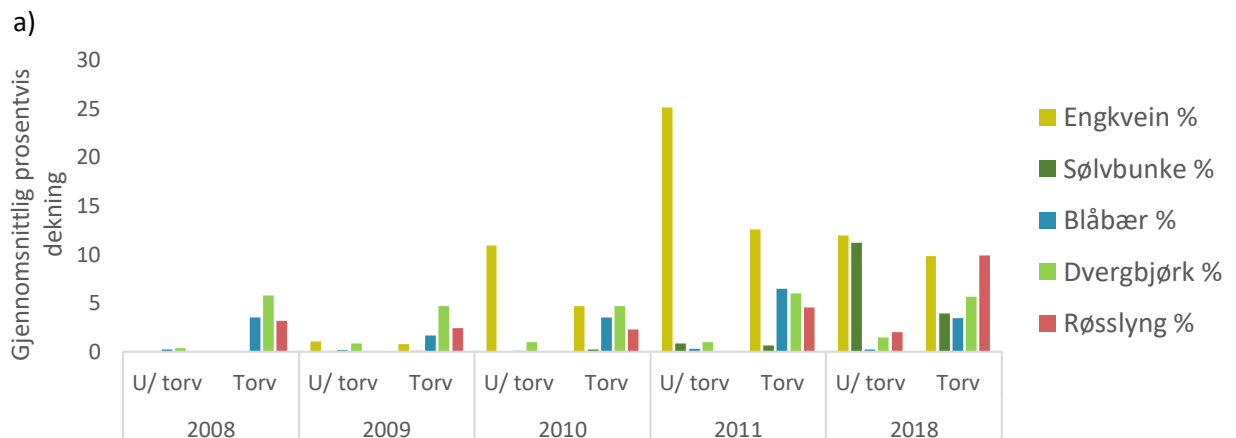


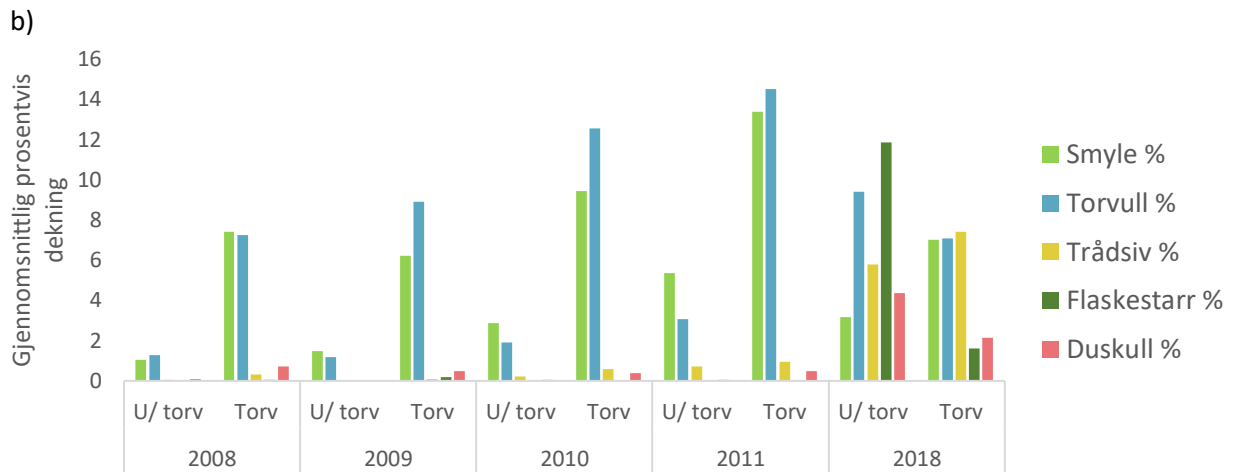
Figur 6 a-g: Parvis sammenligning av år (2008, 2009, 2010, 2011, 2018 og uberørt vegetasjon) for arter med statistisk sikre forskjeller ($p < 0,05$ i ANOVA). Tallene for gjennomsnittlig dekningsprosent av artene er log-transformerte. Tukey test gjør en parvis sammenligning av hvert av årene, og viser hvilke år som var statistisk forskjellige. Der konfidensintervallet ikke krysser 0 var det en statistisk forskjell. Figurene viser a) smyle, b) blåbær, c) molte, d) vier, e) fjellbjørk, f) finnskjegg og g) blåtopp. Felles for disse var en statistisk forskjell mellom 2008 og uberørt.

4.3 Torv

Vegetasjonsutviklingen i rutene så ut til å bli påvirket av tilstedeværelsen av tilbakelagte torver. Engkvein viste en høyere dekningsgrad i ruter som ikke var i nærheten av tilbakelagte torver (Figur 7 a). I 2018 var dekningsgraden av engkvein redusert i forhold til 2011, både i ruter med torv og uten. Dekningsgraden av sølvbunke har økt i 2018, og økningen var størst i ruter uten torv. Blåbær, dvergbjørk og røsslyng var arter med stabil forekomst i ruter med torv. Disse artene viste en lav forekomst i ruter uten torv. Røsslyng viste en økning i 2018, med høyest økning i ruter med torv.

Dekningsgraden av smyle viste jevn oppgang i årene 2008-2011 med en nedgang i 2018, både i ruter med torv og uten (Figur 7 b). For alle årene hadde smyle høyest dekningsgrad i ruter med torv sammenlignet med ruter uten torv. I 2018 hadde torvull høyest dekningsgrad i ruter uten torv, men fram til 2018 var forekomsten størst i ruter med torv. Trådsiv og duskull hadde lite dekning de fire første årene, men viste høyere forekomst i ruter både med og uten torv i 2018. Flaskestarr var nesten fraværende i rutene de fire første årene, men har økt dekningsgraden i 2018. Størst økning av flaskestarr var i ruter uten torv.

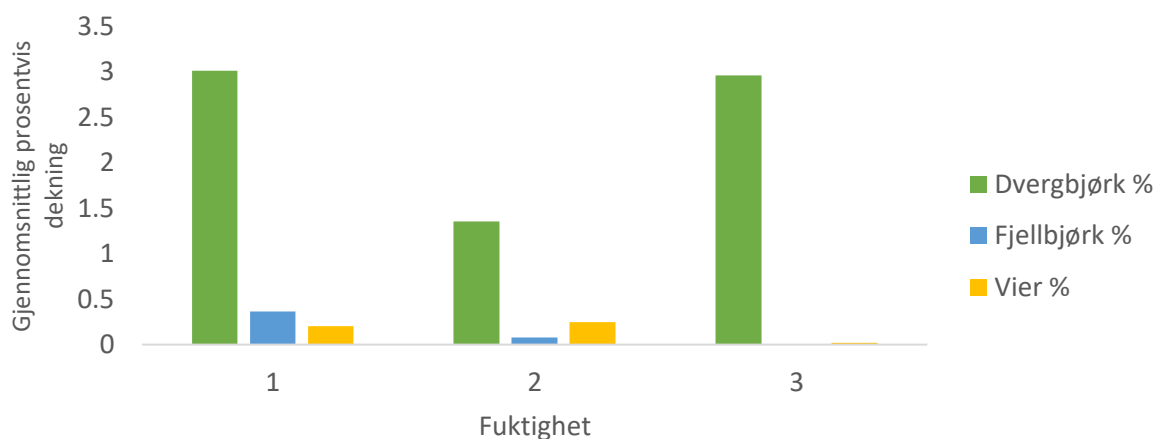




Figur 7: Gjennomsnittlig prosentvis dekning av arter i ruter uten torv og med torv for årene 2008, 2009, 2010, 2011 og 2018. a) Gjennomsnittlig prosentvis dekning av engkvein, sølvbunke, blåbær, dvergbjørk og røsslyng. b) Gjennomsnittlig prosentvis dekning av smyle, torvull, trådsiv, flaskestarr og duskull.

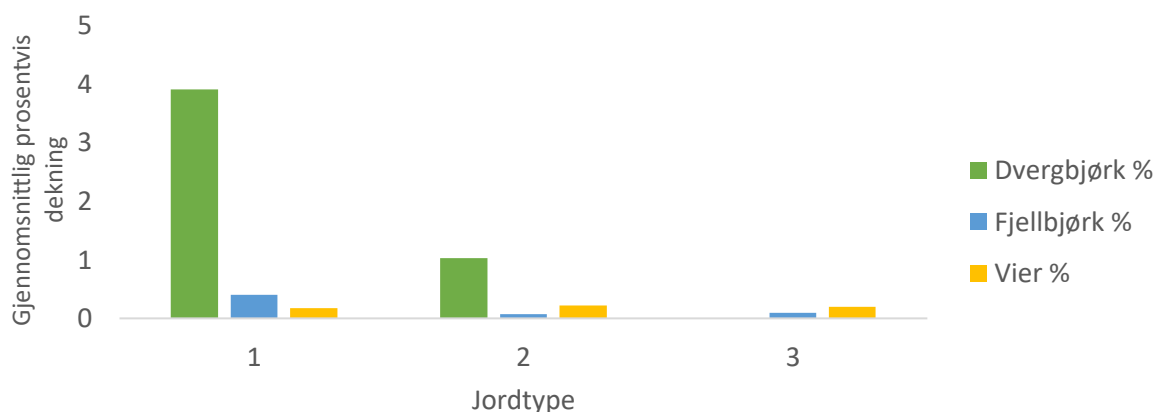
4.4 Fuktighet og jordtype

Forekomsten av dvergbjørk, fjellbjørk og vier så ut til å bli påvirket av fuktighet og jordtype. Registreringene av fuktighet fra 2011 viste at 38 ruter hadde fuktighetsnivå 1 (tørr), 9 ruter hadde fuktighetsnivå 2 og 5 ruter hadde fuktighetsnivå 3 (fuktig). Gjennomsnittet av dekningsprosenten for alle fem årene viste at forekomsten av de tre artene varierte langs fuktgradienten (Figur 8). Dvergbjørk ble observert i alle tre fuktighetsnivåer, med høyest forekomst ved nivå 1 og 3. Fjellbjørk trivdes best ved nivå 1, men ble også observert ved nivå 2. Vier viste forekomst i nivå 1 og 2, samt noe forekomst i nivå 3.



Figur 8: Forekomst av dvergbjørk, fjellbjørk og vier på fuktighetsnivå 1-3. Tallene for artene på y-aksen er oppgitt i gjennomsnittlig dekningsprosent i ruter. Nivåene for fuktighet er basert på en fuktgradient der 1 er tørr og 3 er fuktig. 38 ruter hadde fuktighetsnivå 1, 9 ruter hadde fuktighetsnivå 2 og 5 ruter hadde fuktighetsnivå 3. Dvergbjørk trivdes ved alle nivåer, fjellbjørk og vier noe mer følsom for fuktighet.

Registreringene av jordtype i 2011 viste at 32 ruter hadde jordtype 1 (torv), 16 ruter hadde jordtype 2 og 4 ruter hadde jordtype 3 (grus/sand). Gjennomsnittet av dekningsprosenten for alle fem årene viste at forekomsten av de tre artene varierte langs jordtypegradienten (Figur 9). Dvergbjørk hadde høyest forekomst i jordtype 1 og ingen forekomst i jordtype 3. Fjellbjørk hadde høyest forekomst i jordtype 1 og noe mindre dekning i jordtype 2 og 3. For vier var forekomsten omtrent lik ved alle tre jordtyper.



Figur 9: Forekomst av dvergbjørk, fjellbjørk og vier på jordtype 1-3 (1 er torv, 2 er blanding, 3 er grus/sand). Tallene for artene på y-aksen er oppgitt i gjennomsnittlig dekningsprosent i ruter. 32 ruter hadde jordtype 1, 16 ruter hadde jordtype 2 og 4 ruter hadde jordtype 3. Dvergbjørk trivdes i torv og ikke i grus/sand. Vier og fjellbjørk viste ingen tydelig preferanse, og hadde lav prosentvis dekning.

4.5 Vier og bjørk

Av de totalt 86 individene som ble registrert langs transektene var 36 vier, 32 fjellbjørk og 18 dvergbjørk. For vier varierte antallet fra 0,05 individer per meter i transekt 4 til 0,2 individer per meter i transekt 2 (Tabell 3). Det var høyest antall dvergbjørk per meter i transekt 5 (0,14 individer per meter). Antall individer av fjellbjørk varierte fra 0,05 individer per meter i transekt 4 til 0,24 individer per meter i transekt 5.

Av de 86 individene som ble undersøkt viste 52 tegn til beiting (Tabell 3).

Gjennomsnittshøyden for vier var 14,22 cm. Hos vier viste 17 av 36 individer tegn til beiting, og korrelasjonen mellom beiting og høyde var statistisk signifikant ($p=0,028$). Beiting kan derfor være en faktor som påvirker høyden til vier. Av de 18 individene av dvergbjørk som ble registrert, viste 14 individer tegn til beiting. Gjennomsnittshøyden til dvergbjørk var 31,39 cm, men beiting var ikke en forklarende faktor til variasjonen i høyde ($p=0,64$). Gjennomsnittshøyden til de 32 individene fjellbjørk var 15,14 cm. Av disse viste 21 individer tegn til beiting, men beiting alene kan ikke forklare variasjonen i høyde ($p=0,108$).

4.6 Synkehull og små steiner

Ved flere steder i terrenget har jorden sunket og laget hull i bakken. Totalt 52 synkehull ble registrert langs de fem transektene (Tabell 3). Antallet varierte fra to synkehull langs transekt 4 (0,05 synkehull per meter) til 27 synkehull langs transekt 1 (0,54 synkehull per meter). Antallet små steiner varierte fra 22 langs transekt 4 til 53 langs transekt 5 (Tabell 3). Totalt 198 små steiner ble registrert langs de fem transektene. Det var flest små steiner langs transekt 5 (1,06 små steiner per meter) etterfulgt av transekt 2 (1,02 små steiner per meter). Det var færrest små steiner langs transekt 4 (0,52 steiner per meter) og transekt 3 (0,59 små steiner per meter).

Tabell 3: Registrering av vier, dvergbjørk, fjellbjørk, synkehull og små steiner langs de fem transektene. For hvert transekt viser tabellen antall individer, registrering av beiting, antall individer per meter og gjennomsnittshøyden til de ulike plantene. Synkehull og små steiner oppgis i antall per transekt og i antall per meter i transektet.

Lengde (m)		Vier	Dvergbjørk	Fjellbjørk	Synkehull	Små steiner	
Transekt 1 (V-Ø)	50	Antall	9	4	5	27	43
		Ant. beitet	5	2	3		
		Antall/lengde (m)	0,18	0,08	0,10	0,54	0,86
		Gj. snittshøyde (cm)	15,22	41,50	12,20		
Transekt 2 (S-N)	41	Antall	8	2	4	7	42
		Ant. beitet	1	1	1		
		Antall/lengde (m)	0,20	0,05	0,10	0,17	1,02
		Gj. snittshøyde (cm)	11,88	22,50	8,25		
Transekt 3 (N-S)	64	Antall	10	3	9	8	38
		Ant. beitet	4	3	7		
		Antall/lengde (m)	0,16	0,05	0,14	0,13	0,59
		Gj. snittshøyde (cm)	19,00	32,67	10,56		
Transekt 4 (Ø-V)	42,5	Antall	2	2	2	2	22
		Ant. beitet	0	2	1		
		Antall/lengde (m)	0,05	0,05	0,05	0,05	0,52
		Gj. snittshøyde (cm)	5,00	24,00	26,50		
Transekt 5	50	Antall	7	7	12	8	53
		Ant. beitet	7	6	9		
		Antall/lengde (m)	0,14	0,14	0,24	0,16	1,06
		Gj. snittshøyde (cm)	20,00	36,29	18,17		
		Sum antall	36	18	32	52	198
		Total gj. snittshøyde (cm)	14,22	31,39	15,14		

4.7 Store steiner

Rundt de store steinene hadde jorda i gjennomsnitt sunket 15 cm (Tabell 4, Figur 10, Figur 11 og Figur 12). Høyden på målingene varierte fra 0 cm til 33 cm. Ved to av steinene hadde jorda sunket rundt hele steinen (100%), mens for en stein var jorda sunket bare i 33 % av området rundt steinen. Det ble funnet mose på 10 av 12 steiner. En av steinene var helt bar, mens det kun var litt lav på en annen.

Tabell 4: Måling av jordsynking rundt 12 tilfeldige utvalgte store steiner. For å måle hvor mye jorden rundt steinene har sunket ble det gjort to målinger ved hver stein. Måling 1 og 2 viser synking i cm for hver stein ved to ulike sider av steinen. Gj. snitt viser gjennomsnittet av de to målingene. Målingene ble tatt fra jordbunnen og opp til et tydelig skille på steinen. Skillet ga indikasjon på hvor høyt jorden en gang har stått rundt steinen. Prosentverdien (% sunket) er basert på en vurdering om jorda har sunket rundt hele steinen (100 %) eller om jorda har sunket en viss verdi rundt steinen.

Nr.	Måling 1 (cm)	Måling 2 (cm)	Gj. snitt	Mose	% sunket
1	14	23	18,5	Ja	80
2	23	21	22	Ja	100
3	5	11	8	Ja	38
4	20	17	18,5	Ja	90
5	15	9	12	Ja	100
6	29	3	16	Ja	75
7	18	16	17	Ja	95
8	28	9	18,5	Nei / litt lav	82
9	2	5	3,5	Ja	33
10	23	0	11,5	Ja	60
11	33	13	23	Ja	65
12	12	10	11	Nei	45
Gj. snitt	18,50	11,42			72
Gj. snitt av de to målingene		14,96			



Figur 10: På denne siden av stein nummer 1 ble det målt 14 cm i jordsynking. Den andre siden målte 23 cm, som gir et gjennomsnitt på 18,5 cm. Det ble vurdert at 80 % av jorda rundt denne steinen bar preg av å ha sunket. Nederst på denne steinen ser man et lysere skille som er mindre kledd av mose og lav enn resten av steinen, noe som indikerer at jorden har sunket.



Figur 11: Stein nummer 3 viser lite tegn til jordsynking, og på denne siden av steinen ble det registrert 5 cm jordsynking. Den andre siden målte 11 cm, som gir et gjennomsnitt på 8 cm. Det lyse skillet nederst på steinen indikerer at jorden rundt steinen har sunket noe. Det ble vurdert at 38 % av jorda rundt denne steinen bar preg av å ha sunket.



Figur 12: Landskapsbilde med store steiner. Steinen i forgrunnen er stein nummer 1.

5 Diskusjon

Steinbruddet har fått et vegetasjonsdekke etter ti år, men vegetasjonen i steinbruddet er noe ulik vegetasjonen i det uberørte området rundt. Dekningsgraden av skogstjerne, torvull, sølvbunke, trådsiv, blokkebær, blåbær, krekling, flaskestarr, molte, frytle, røsslyng, vier, duskull, dvergbjørk, finnskjegg, myrfiol, blåtopp og tyttebær økte i 2018, av disse var det bare sølvbunke og flaskestarr som ikke ble registrert i uberørt vegetasjon. Det kan tyde på at arter med økning i hovedsak er arter som er ønsket i Bitdalen. Sammenlignet med 2011 gikk dekningsgraden for engkvein, fjellbjørk, småsyre og smyle ned i 2018. Kun fjellbjørk og smyle ble registrert i uberørt vegetasjon. Samtidig viste dekningsgraden av åpen jord en nedgang på 77 % fra 2008 til 2018.

Veksten av blokkebær, blåbær og krekling i steinbruddet var stabil i løpet av studieperioden, og alle tre artene ble registrert i uberørt vegetasjon. Blåbær trives i fjellområder og tåler kulde godt. I den lavalpine sonen finnes blåbær i områder med mye snø (Ryvarden, 1997). Blåbær og røsslyng viste seg å ha en fordel av å vokse i nærheten av tilbakelagt torv, men slet med å etablere seg i områder uten torv. I skog på lavlandet kan blåbær etablere seg etter tre år, dersom jorda er stedegen og kan gi opphav til frøspiring (Rydgren et al., 1998). Ifølge denne studien gjaldt dette også for smyle, som viste en raskere etablering dersom det berørte området var i nærheten av uberørt vegetasjon. Dette samsvarer med resultatene fra steinbruddet der smyle hadde høyere dekningsgrad i nærheten av torver. Også i områder uten torv har smyle, torvull og duskull økt sin dekning, med en liten nedgang for smyle i 2018.

Torvull, duskull, trådsiv, flaskestarr og røsslyng viste stor økning i 2018 sammenlignet med tidligere år. Disse artene er stedegne arter i steinbruddet, og alle unntatt flaskestarr ble registrert i uberørt vegetasjon. Fra å ikke bli registrert i noen ruter i 2011, viste flaskestarr en stor økning i 2018. Dette året var forekomsten av flaskestarr størst i områder uten torv, med noe vekst også i områder med torv. I steinbruddet ble flaskestarr og duskull observert i områder med mye fuktighet, og viste høy forekomst i bunnen av transektene. Flaskestarr og duskull trives i fuktig og næringsrik jord (Kozlov et al., 2016). Dette kan forklare hvorfor flaskestarr ikke ble registrert i uberørt vegetasjon, da registreringene derfra ble tatt i

områder med lavere fuktighet. Til forskjell fra flaskestarr og duskull trives torvull i mindre næringsrik jord (Kozlov et al., 2016). Torvull hadde en stabil økning i løpet av studieperioden, noe som kan tyde på at næringstilgangen i jorda var passende for torvull. Torvull har også vist rask etablering ved revegetering i Nord-Norge, og tilstedeværelsen av torvull kan legge til rette for etablering av andre arter (Johansen, 2015; Kozlov et al., 2016). Også sølvbunke hadde en stor økning i 2018 sammenlignet med tidligere år. Denne arten ble ikke registrert i uberørt vegetasjon, men er etablert i fjellområder og blir ofte beitet på av sau (Todnem & Lunnan, 2017). Økningen av sølvbunke var størst i områder uten torv, men den ser også ut til å klare å konkurrere mot andre arter i nærheten av torver. Økning av sølvbunke i revegeterte områder er observert i andre studier (Johansen, 2015), som også konkluderer med at sølvbunke kan være en dominerende art i årene etter revegetering. Dette støttes av Allen et al. (1987), som i tillegg undersøkte effekten mykorrhiza har på revegeterte områder. Studien så at det var få arter av mykorrhizasopper i revegeterte områder sammenlignet med intakt vegetasjon. Etter kort tid var likevel mengden mykorrhiza like stor, noe som kan være avgjørende for overlevelse av arter i etableringsfasen (Björkman, 1970).

Dvergbjørk og vier ble registrert i uberørt vegetasjon, og viste økning i 2018. Dvergbjørk ser ut til å ha etablert seg i steinbruddet, ettersom arten ble registrert i mange av de samme rutene i 2018 som i 2011. I tillegg var dekningsprosenten av dvergbjørk noe høyere i steinbruddet i 2018 sammenlignet med uberørt vegetasjon i 2011. I steinbruddet var ikke dvergbjørk særlig påvirket av fuktighetsgrad, og vokste best i torvjord. Dvergbjørk hadde en stabil forekomst i ruter med tilbakelagt torv, med noe økning i ruter uten torv i 2018. Beiting ble registrert på nesten alle individene av dvergbjørk. Faktorer som også kan være utslagsgivende for etablering av bjørk er klima og spredning fra intakt vegetasjon (Rydgren et al., 1998), noe som kan resultere i at etablering av bjørk kan ta lang tid (Harper & Kershaw, 1996). Vier trives bedre på fuktige områder (Ryvarden, 1997). Dette står i kontrast til funnene i steinbruddet, hvor flest vier ble registrert i områder med lav eller middels fuktighet. Likevel er preferansen for fuktighet hos vier ikke lett å oppdage etter kort tid (Glomb, 2016). Selv om det er vist at vier kan ha høy forekomst i berørte områder (Harper & Kershaw, 1996), var dekningsgraden av vier lav for alle årene i steinbruddet. Vier viste ingen tydelig preferanse for jordtype, selv om jordtype kan være en signifikant faktor særlig for trearter i etableringsfasen (Skrindo & Halvorsen, 2008). Flere av individene av vier viste tegn

til beiting, noe som kan forklare hvorfor planten ikke var høyere. Vierplanter i etableringsfasen er spesielt sårbare for beiting, og hard beiting kan hemme plantenes evne til etablering (McDougall, 2001; Seldal & Högstedt, 2000). Beitepress på vier kan føre til en økning av finnskjegg (Wielgolaski, 2000). Dette ble ikke observert i steinbruddet, da både vier og finnskjegg hadde en stabil økning hvert år. Sauer var tilstede i Bitdalen etter anleggsslutt, men området var gjerdet inn i 2010 og 2011 for å forhindre beiting. Et vegetasjonssamfunn under utvikling er sårbart for ytre påvirkninger. Beiting kan endre artssammensetningen i et område (Wielgolaski, 2000), og arter som er sårbare i startfasen har fordel av at beiting forhindres (McDougall, 2001).

Engkvein viste en liten nedgang i 2018 sammenlignet med tidligere år, men den er fortsatt en dominerende art i området. Engkvein ble ikke registrert i uberørt vegetasjon. Arten er ikke stedegen på fjellet, men finnes der fordi den tidligere har blitt brukt i tilsåing av restaurerte områder (Rydgren et al., 2016). Engkvein er et vanlig beitegras (Todnem & Lunnan, 2017), og kan spre seg via beitedyr. I en studie om revegetering har Skringo (2005) observert at de artene det ble færre av de første årene var arter som ikke var stedegne, mens de som økte i antall var stedegne for området. Andre studier har vist at arter med rask vekst i starten ofte blir værende i området i lang tid (Forbes & Jefferies, 1999; Rydgren et al., 2016), noe som er tilfellet for engkvein i steinbruddet. Gressarter kan være raske til å etablere seg i berørte områder, selv om de ikke er stedegne i området (Harper & Kershaw, 1996; Johansen, 2015). Den raske etableringen av engkvein har vist seg å kunne forhindre erosjon ved å stabilisere jorda (Zwaenepoel, 1995), noe som kan legge til rette for etablering av andre arter (Hagen & Evju, 2013). Likevel bør såing og tilstedeværelse av uønskede arter helst unngås dersom man vil tilrettelegge for etablering av stedegne arter (Hagen & Evju, 2013; Scherrer & Pickering, 2006).

De fire første årene hadde engkvein størst økning på åpen jord, uten tilknytning til tilbakelagte torver. Dette samsvarer med Aradóttir (2012), som også observerte engkvein sin evne til å etablere seg raskt i restaurerte områder uten torv. Engkvein er hardfør og stiller ingen store krav til næring eller fuktighet i jorda (Todnem & Lunnan, 2017). Selv under påvirkning av beiting kan dominansen av engkvein vedvare grunnet dens formering fra jordstengler. Arter som er avhengig av frøspredning hemmes i større grad av beiting

(McDougall, 2001). I berørte områder kan engkvein gjøre det vanskeligere for stedeagne arter å etablere seg (Mallen-Cooper, 1990; McDougall, 2001). Dette antas å gjelde for steinbruddet, da dominansen av engkvein så ut til å påvirke forekomsten av andre arter. Til kontrast er det hevdet at tilstedeværelsen av engkvein kan legge til rette for spontan vekst av andre arter, dersom deknningen av engkvein er lav nok (Zwaenepoel, 1995). Det kan derfor tenkes at en reduksjon av engkvein i steinbruddet kan føre til en økning av andre arter. I 2018 var nedgangen av engkvein størst i ruter uten torv. Samtidig økte forekomsten av sølvbunke i disse rutene, noe som kan tyde på at sølvbunke kan konkurrere ut engkvein.

Småsyre hadde i likhet med engkvein nedgang i 2018, og dekningsgraden av småsyre var lavere i 2018 sammenlignet med 2011. Småsyre ble ikke registrert i uberørt vegetasjon. Selv om småsyre er rask til å etablere seg, kan den utkonkurreres av stedeagne arter etter en viss tid (Mallen-Cooper, 1990). Fjellbjørk hadde også lavere dekningsgrad i 2018 enn i 2011, selv om fjellbjørk ble registrert i 12 ruter i 2018 og i 10 ruter i 2011. Etersom kun tre av rutene var de samme disse årene, kan det tyde på at fjellbjørk har rask utskiftning. Selv om den forsvinner fra et område, kan den likevel klare å etablere seg et annet sted. Dette støttes av Karlsson og Weih (1996), som hevder at etablering av fjellbjørk påvirkes av nitrogen i jorda. De fant ut at en varm sommersesong kan øke opptaket av nitrogen, som igjen påvirker veksten av fjellbjørk. Resultatene fra steinbruddet viste at fjellbjørk vokser best i tørr og torvaktig jord, noe som samsvarer med Ryvarden (1997), som sier at fjellbjørka trives på steder med lite fuktighet og mye vind. Til sammen tyder disse resultatene på at flere faktorer påvirker etableringen av fjellbjørk, men at den med tiden kan klare å etablere seg dersom forholdene ligger til rette for det.

Restaureringen i Bitdalen startet innerst i steinbruddet, hvor løsmasser ble fylt utover mot anleggsveien (Rosef et al., 2015). Hensikten var å unngå komprimering av de tilbakelagte jordmassene, fordi dette kan hemme vegetasjonsetableringen (McDougall, 2001). Ustabil jord gjør det vanskeligere for plantene å få godt rotfeste, og jorderosjon har stor effekt på vegetasjonsetableringen (Aradóttir et al., 2013; Hagen & Evju, 2013). Synkehullene og jordsynking rundt de store steinene i Bitdalen tyder på bevegelser i jordbunnen i tiden etter restaureringen. Ved synkehullene var vegetasjonsdekket skinnere enn i områdene rundt hullene. Transektet med flest registrerte synkehull (transekt 1) ligger i området hvor

arbeidet med tilbakeleggingen av jorda først startet. Antall synkehull og små steiner var lavest for transekt 4, noe som tyder på lite jorderosjon i dette området. Transekt 4 ligger nær anleggsveien og var det siste området som ble fylt med løsmasser. Teknikken med tilbakeleggingen av jorda kan ha forandret seg underveis, og en forbedret teknikk kan ha ført til færre synkehull ved de andre transektene. Selv om det var lite jorderosjon langs transekt 4 var det også færrest antall bjørk og vier langs dette transektet. Engkvein og sølvbunke hadde høy dekning i øverste del av dette transektet, og flaskestarr og torvull hadde høy dekning i nedre del av transektet. Det kan tyde på at konkurransen fra engkvein og sølvbunke er en begrensende faktor for veksten av bjørk og vier. Dette samsvarer med Harper og Kershaw (1996), som så at gressarter er raske til å kolonisere berørte områder hvor trearter viste lavere forekomst.

Torvene sikret en stabil vekst for blåbær, røsslyng, dvergbjørk, smyle og torvull i løpet av studieperioden. Tilbakelagte torver er en god metode for å sikre vegetasjonsetablering. Torver har vist seg å fungere godt som frøbanker i restaurert vegetasjon og bidrar til vegetasjonsdekke over tid (Aradóttir, 2012; Hagen & Evju, 2013). Visse arter vil ha fordel av tilbakelagte torver og kan med tiden bidra til å hemme veksten av dominerende og eventuelt uønskede arter. Selv om etablering fra torver fungerer i små områder, vil det i større områder ofte være nødvendig med ytterligere tiltak for å sikre vegetasjonsetablering (Hagen & Evju, 2013). Foretrukne tiltak er bruk av stedegne arter ved tilsåing og overvåking av området i ettertid for å forhindre ytterligere forstyrrelse (Scherrer & Pickering, 2006). I steinbruddet ble det i stedet for tilsåing tilrettelagt for etablering fra stedegne torver, et tiltak som viste seg å fungere. Overvåking av området i årene etter restaureringen avslørte et behov for å forhindre beiting, noe som kan hemme planter i etableringsfasen. For at vegetasjonen i steinbruddet skal ligne mer på den intakte vegetasjonen må bjørk og vier klare å etablere seg, samt øke gjennomsnittshøyden. I tillegg må de uønskede gressartene erstattes av stedegne arter.

Artssammensetningen for berørte områder kan være ulik det opprinnelige området i mange år etter en forstyrrelse (Wielgolaski, 2000; Willard & Warr, 1971). I alpine områder hvor suksjonsraten påvirkes i større grad av abiotiske og biotiske faktorer enn i lavlandet kan restaureringen ta tid. Jordfuktighet og næringsstoffer i jorda er faktorer som ofte begrenser

veksten av stedegne arter i restaurerte områder på fjellet (Hagen & Evju, 2013; Mallen-Cooper, 1990). I lavlandet kan arter ha etablert seg etter et par år (Skrindo & Halvorsen, 2008), selv om det kan ta flere år før artssammensetningen ligner på intakt vegetasjon (Harper & Kershaw, 1996). Ved større inngrep og ødeleggelse i alpine områder kan reetableringen være en langsom prosess (Harper & Kershaw, 1996; Willard & Warr, 1971). Studier har vist at berørte områder kan være ulik det opprinnelige etter 15 år (Scherrer & Pickering, 2006). En studie gjort av Rydgren et al. (2011) hevder at det kan ta 35-48 år før artssammensetning i et berørt område ligner omgivelsene rundt. De påpeker samtidig at suksesjonsraten ofte er raskest i starten, noe som kan føre til at prosessen vil kunne ta enda flere år. Dette samsvarer med Willard og Warr (1971) som estimerer at ødelagte økosystem i fjellområder kan etablere sin naturlige funksjon først etter flere hundre år.

I løpet av 10 år har vegetasjonsdekket i steinbruddet forandret seg. Registreringene fra 2011 viste trender i vegetasjonsetableringen som var ulik for 2018. Et område i etableringsfasen går gjennom flere stadier hvor sammensetningen av arter varierer over tid. Dette understreker at effektene av restaurering bør følge et langtidsperspektiv. For estimering av videre utvikling av berørte områder kan det være nødvendig å studere området over en lengre tidsperiode, gjerne i mer enn 10 år.

6 Referanser

- Allen, E. B., Chambers, J. C., Connor, K. F., Allen, M. F. & Brown, R. W. (1987). Natural reestablishment of mycorrhizae in disturbed alpine ecosystems. *Arctic and Alpine Research*, 19 (1): 11-20.
- Aradóttir, Á. L. (2012). Turf transplants for restoration of alpine vegetation: does size matter? *Journal of Applied Ecology*, 49 (2): 439-446.
- Aradóttir, Á. L., Petursdóttir, T., Halldorsson, G., Svavarsdóttir, K. & Arnalds, O. (2013). Drivers of Ecological Restoration: Lessons from a Century of Restoration in Iceland. *Ecology and Society*, 18 (4).
- Björkman, E. (1970). Forest tree mycorrhiza - The conditions for its formation and the significance for tree growth and afforestation. *Plant and soil*, 32 (1): 589-610.
- Densmore, R. V. & Holmes, K. W. (1987). Assisted revegetation in Denali National Park, Alaska, U.S.A. *Arctic and Alpine Research*, 19 (4): 544-548.
- Forbes, B. C. & Jefferies, R. L. (1999). Revegetation of disturbed arctic sites: constraints and applications. *Biological Conservation*, 88 (1): 15-24.
- Forskrift om konsekvensutredninger. (2017). *Forskrift om konsekvensutredninger*.
- Glomb, M. S. (2016). *Alpin restaurering: Overlevelse og etablering av oppformerte vierplanter i en forstyrret lokalitet på Hjerkinn, Dovrefjell*. Masteroppgave. Ås: NMBU.
- Hagen, D. & Skringo, A. B. (2010). *Håndbok i økologisk restaurering. Forebygging og rehabilitering av naturskader på vegetasjon og terreng*: Forsvarsbygg.
- Hagen, D. & Evju, M. (2013). Using Short-Term Monitoring Data to Achieve Goals in a Large-Scale Restoration. *Ecology and Society*, 18 (3): 29.
- Harper, K. A. & Kershaw, G. P. (1996). Natural Revegetation on Borro Pits and Vehicle Tracks in Shrub Tundra, 48 Years following Construction of the CANOL No. 1 Pipeline, N.W.T., Canada. *Arctic and Alpine Research*, 28 (2): 163-171.
- Heggstad, R. & Konow, T. (2018). *Dam - demning*. Store norske leksikon.
- Johansen, M. D. (2015). *Restoration of peatland by natural revegetation from indigenous soils along E10 Lofast II, Northern Norway*. Masteroppgave. Ås: NMBU.
- Karlsson, P. S. & Weih, M. (1996). Relationships between nitrogen economy and performance in the mountain birch *Betula pubescens* ssp. *tortuosa*. *Ecological Bulletins*, 45: 71-78.
- Kartverket. (2019). <https://www.norgeskart.no>.
- Kostveit, Ø., Vaa, J. & Kjellingtveit, B. (2006). *Bitdal - frå flint til kilowatt*: Rauland Historielag.
- Kozlov, S. A., Lundin, L. & Avetov, N. A. (2016). Revegetation dynamics after 15 years of rewetting in two extracted peatlands in Sweden. *Mires and Peat*, 18 (5): 1-17.
- Lid, J. & Lid, D. T. (2005). *Norsk flora*. 7. utg. Oslo Samlaget.
- Mallen-Cooper, J. (1990). *Introduced plants in the high altitude environments of Kosciusko National Park, South-Eastern Australia*. Doktoravhandling. Canberra: Australian National University.

- McDougall, K. L. (2001). Colonization by alpine native plants of a stabilized road verge on the Bogong High Plains, Victoria. *Ecological Management & Restoration*, 2 (1): 47-52.
- Meteorologisk Institutt. *Været som var: Møsvatn (Hove) målestasjon Vinje (Telemark)*. Tilgjengelig fra: [https://www.yr.no/sted/Norge/Telemark/Vinje/Møsvatn_\(Hove\)_målestasjon/statistikk.html](https://www.yr.no/sted/Norge/Telemark/Vinje/Møsvatn_(Hove)_målestasjon/statistikk.html), (lest 11.11.19).
- Miljødirektoratet. (2018). *Inngrepsfri natur*. Tilgjengelig fra: <https://www.miljostatus.no/tema/naturmangfold/inngrepsfri-natur/> (lest 31.01.19).
- Miljødirektoratet. (u.å.). *Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD)*. Tilgjengelig fra: <https://tema.miljodirektoratet.no/no/Tema/Internasjonalt/Internasjonale-avtaler/Konvensjonen-om-biologisk-mangfold-CBD/> (lest 11.03.19).
- Moen, A., Lillethun, A. & Odland, A. (1998). *Vegetasjon*. Hønefoss: Norges geografiske oppmåling.
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold*.
- Nilsson, C. & Aradóttir, Á. L. (2013). Ecological and Social Aspects of Ecological Restoration: New Challenges and Opportunities for Northern Regions. *Ecology and Society*, 18 (4): 35.
- Pickett, S. T. A., Collins, S. L. & Armesto, J. J. (1987). Models, mechanisms and pathways of succession. *Botanical Review*, 53 (3): 335-371.
- Rosef, L., Pedersen, P. A., In't Veld, S. H., Skrindo, A. B., Søreide, A. & Aarbakk, J. (2015). *Restaureringsarbeidet etter rehabilitering av Bitdalen dam, Vinje, Telemark*. NMBU.
- Rydgren, K., Hestmark, G. & Økland, R. H. (1998). Revegetation following experimental disturbance in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science*, 9 (6): 763-776.
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Odland, A. & Skjerdal, G. (2011). Restoration of alpine spoil heaps: Successional rates predict vegetation recovery in 50 years. *Ecological Engineering*, 37 (2): 294-301.
- Rydgren, K., Auestad, I., Hamre, L., Hagen, D., Rosef, L. & Skjerdal, G. (2016). Long-term persistence of seeded grass species: an unwanted side effect of ecological restoration. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (14): 13591-13597.
- Ryvarden, L. (1997). *Norges nasjonalparker*, b. 3. utg. Oslo: Universitetsforlaget.
- Scherrer, P. & Pickering, C. M. (2006). Recovery of Alpine Herbfield on a Closed Walking Track in the Kosciuszko Alpine Zone, Australia. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 38 (2): 239-248.
- Seldal, T. & Högstedt, G. (2000). Sauebeiting i fjellet. I: *Bruken av Hardangervidda - ressurser, potensiale og konflikter*, s. 39-45. Høgskolen i Telemark.
- Skrindo, A. B. (2005). *Natural revegetation from indigenous soil*. Doktoravhandling. Ås: NMBU.
- Skrindo, A. B. & Halvorsen, R. (2008). Natural revegetation on forest topsoil and subsoil along roadsides in boreal forest. *Applied Vegetation Science*, 11 (4): 483-490.

- Society for Ecological Restoration International. (2008). Ecological Restoration as a Tool for Reversing Ecosystem Fragmentation. Tilgjengelig fra:
https://c.ymcdn.com/sites/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ER_as_a_tool_for_reversing_e.pdf (lest 11.08.19).
- Todnem, J. & Lunnan, T. (2017). *Sølvbunke – pest og plage eller verdifullt beitegras?* NIBIO. Vegdirektoratet. (2018). *Håndbok V712: Konsekvensanalyser*: Vegdirektoratet.
- Wielgolaski, F. E. (2000). Vegetasjon på Hardangervidda. I: *Bruken av Hardangervidda - ressurser, potensiale og konflikter*, s. 12-21. Høgskolen i Telemark.
- Willard, B. E. & Warr, J. W. (1971). Recovery of alpine tundra under protection after damage by human activities in the rocky mountains of Colorado. *Biological Conservation*, 3 (3): 181-190.
- Zwaenepoel, A. (1995). Vegetation development after sowing canal verges of two low productivity grass species: *Festuca filiformis* and *Agrostis capillaris*. *Belgian Journal of Botany*, 128 (1): 71-89.

Vedlegg 1

Tabell 5: Fullstendig artsliste over arter som ble registrert i Bitdalen i årene 2008-2011, 2018, og i uberørt vegetasjon. Tallene for hvert år viser gjennomsnittlig prosentvis dekning i alle ruter, totalt 51 ruter. Tallene i parentes viser hvor mange ruter artene ble registrert i. Nomenklatur etter Lid & Lid (2005).

Latinsk navn	Norsk navn	2008	2009	2010	2011	2018	Uberørt
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	0,1 (2)	1,4 (26)	8,4 (40)	20,0 (46)	12,8 (44)	0
<i>Agrostis mertensii</i>	Fjellkvein	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0 (0)	0 (0)	0
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0
<i>Andromeda polifolia</i>	Hvitlyng	0,6 (17)	0,4 (14)	0,4 (15)	0,5 (16)	0 (2)	1,7
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	3,6 (15)	3,4 (30)	5,5 (33)	8,6 (36)	7,4 (33)	24,8
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	2,6 (16)	2,4 (20)	2,5 (18)	3,0 (21)	13,5 (12)	11,6
<i>Betula ssp. tortuosa</i>	Fjellbjørk	0,5 (3)	0,3 (3)	0,3 (2)	4,4 (10)	0,8 (12)	16,9
<i>Calamagrostis spp.</i>	Rørkvein	0 (1)	0,5 (16)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	1,3 (9)	1,0 (7)	0,9 (8)	1,9 (11)	19,1 (14)	3,1
<i>Carex rostrata</i>	Flaskestarr	0 (1)	0,1 (4)	0 (0)	0 (0)	24,4 (16)	0
<i>Carex spp.</i>	Starr	0 (0)	0,4 (18)	0,8 (27)	1,4 (36)	0,8 (14)	1,8
<i>Chamerion angustifolium</i>	Geitrams	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (3)	0
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	0 (0)	0,1 (3)	0,1 (3)	0,8 (13)	19,0 (22)	0
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	2,0 (18)	2,6 (20)	2,1 (18)	2,9 (18)	6,3 (17)	4,1
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskull	0,4 (9)	0,2 (10)	0,2 (6)	0,2 (6)	13,5 (13)	0,1
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	3,7 (16)	4,3 (23)	6,2 (19)	7,7 (18)	17,2 (25)	5,3
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	0 (0)	0 (1)	0 (1)	0,1 (2)	0 (0)	0
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	0,2 (3)	0,1 (2)	0,4 (8)	0,8 (14)	15,0 (22)	1,1
<i>Juniperus communis</i>	Einer	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	3,2
<i>Luzula spp.</i>	Frytle	0 (1)	0,2 (11)	0,4 (16)	0,4 (18)	1,6 (15)	0,5
<i>Lycopodium clavatum</i>	Myk kråkefot	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0
<i>Maianthemum biofolium</i>	Maiblom	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0 (2)	0 (0)	0,1
<i>Melampyrum spp.</i>	Marimjelle	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0 (1)	0 (0)	0
<i>Minuartia biflora</i>	Tuearve	0 (0)	0 (1)	0,1 (2)	0 (0)	0 (0)	0
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	0,3 (4)	0,1 (6)	0,7 (8)	0,4 (5)	2,3 (6)	4,5
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	0,3 (2)	0,5 (3)	0,8 (3)	3,2 (11)	6,0 (12)	9,2
<i>Omalothea supina</i>	Dverggråurt	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0

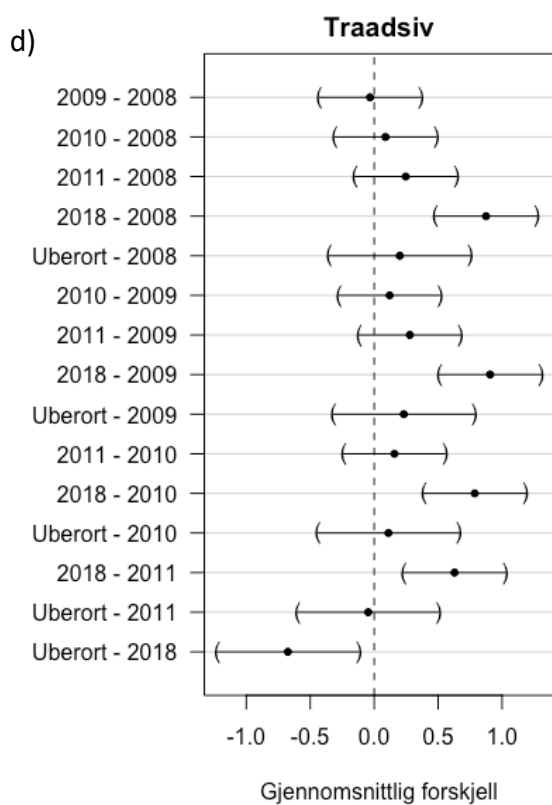
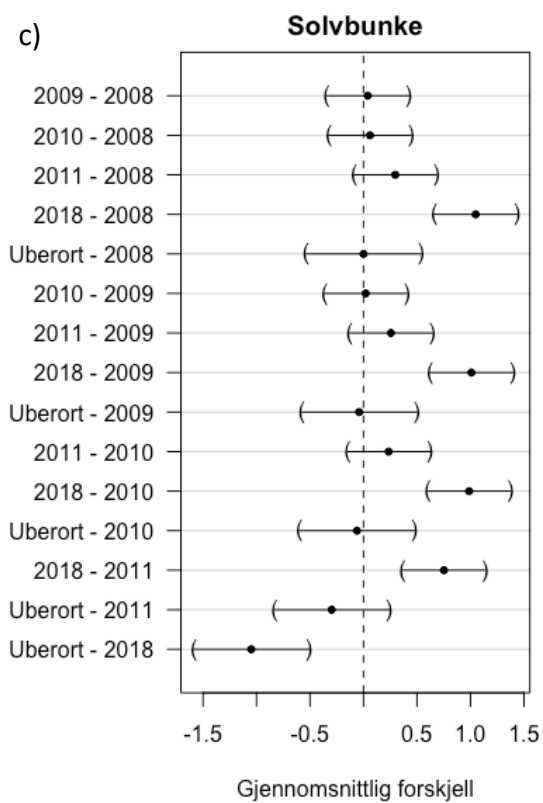
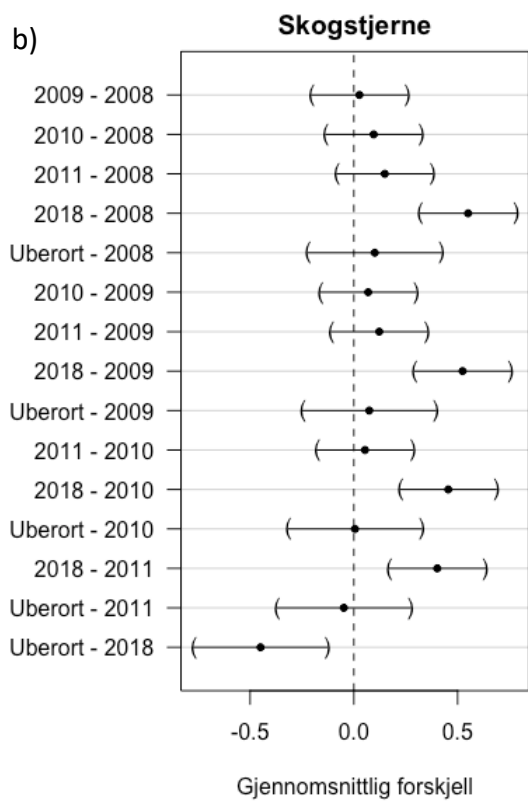
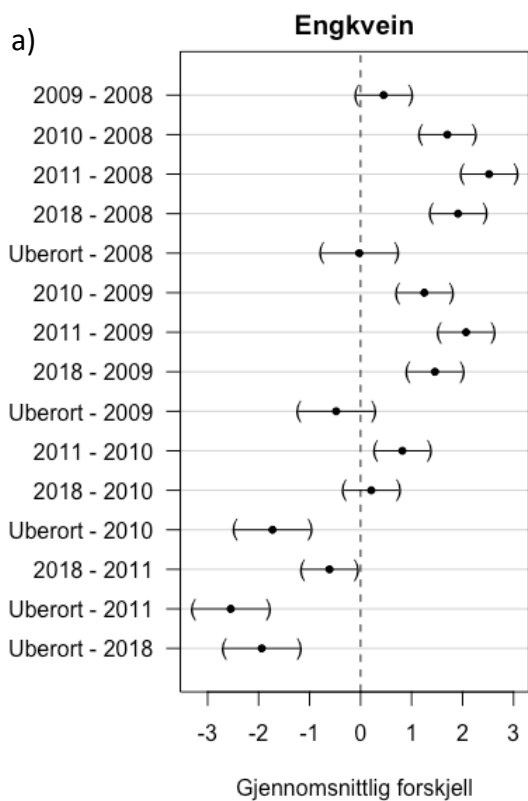
<i>Oxycoccus microcarpus</i>	Småtranebær	0,1 (6)	0,3 (7)	0 (2)	0,1 (5)	0 (0)	0,5
<i>Poa</i> spp.	Rapp	0 (0)	0 (1)	0 (1)	0,1 (3)	0 (0)	0
<i>Potentilla crantzii</i>	Flekkmure	0 (0)	0 (1)	0 (0)	0 (0)	0 (2)	0
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	0 (2)	0 (1)	0,1 (3)	0,1 (3)	0 (0)	0,1
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	1,2 (13)	0,3 (13)	1,2 (20)	1,0 (19)	7,2 (15)	7,7
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	0 (0)	0,1 (3)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0
<i>Rumex acetosella</i>	Småsyre	0 (2)	0,8 (18)	9,0 (35)	12,3 (40)	0,6 (9)	0
<i>Salix</i> spp.	Vier	0 (0)	0,1 (4)	0,2 (11)	0,4 (15)	1,3 (13)	2,7
<i>Saxifraga stellaris</i>	Stjernesildre	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (1)	0 (0)	0
<i>Silene</i> spp.	Smelle	0 (0)	0,1 (3)	0,1 (4)	0,1 (4)	0 (0)	0
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,1
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	0 (0)	0 (1)	0 (0)	0 (2)	0 (1)	0,1
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	0,1 (4)	0,1 (6)	0,2 (10)	0,3 (14)	3,1 (25)	0,2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	1,6 (16)	0,8 (17)	1,5 (17)	2,8 (18)	4,7 (17)	12,4
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	2,0 (18)	1,6 (18)	2,1 (20)	2,4 (20)	7,6 (18)	5,2
<i>Vaccinium vitisidaea</i>	Tyttebær	0,1 (5)	0,1 (5)	0 (2)	0,1 (3)	0,6 (5)	3,0
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	0 (0)	0 (2)	0,1 (3)	0,3 (4)	3,3 (10)	0,8

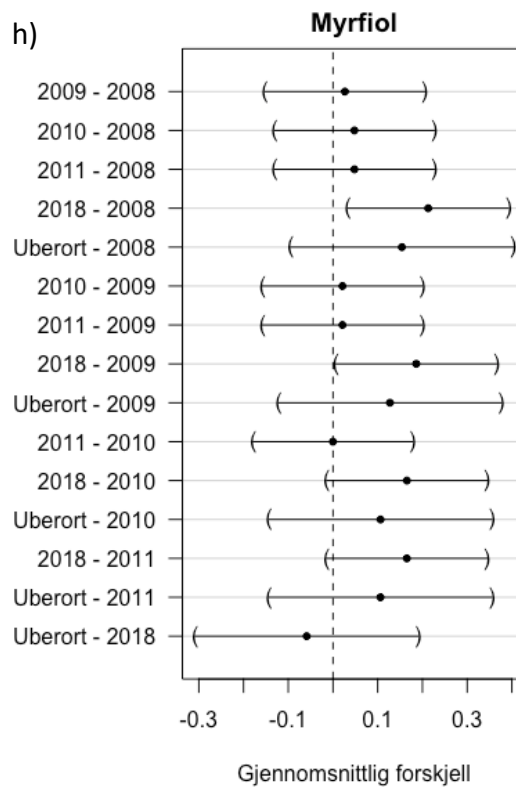
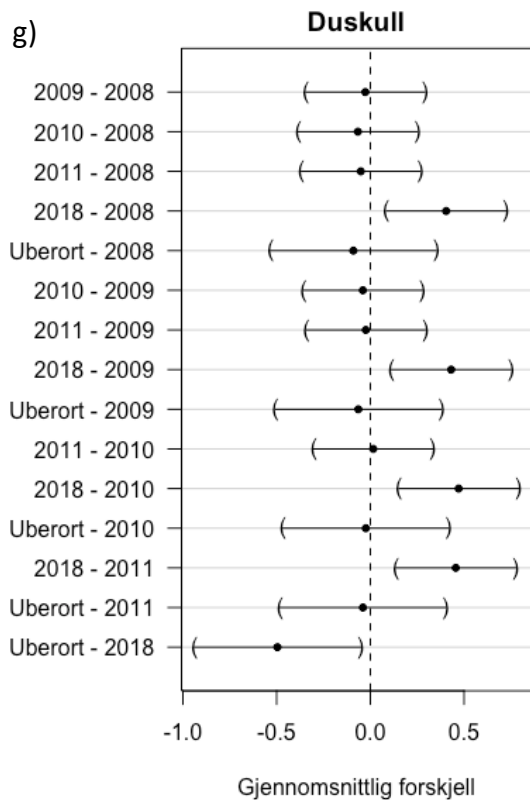
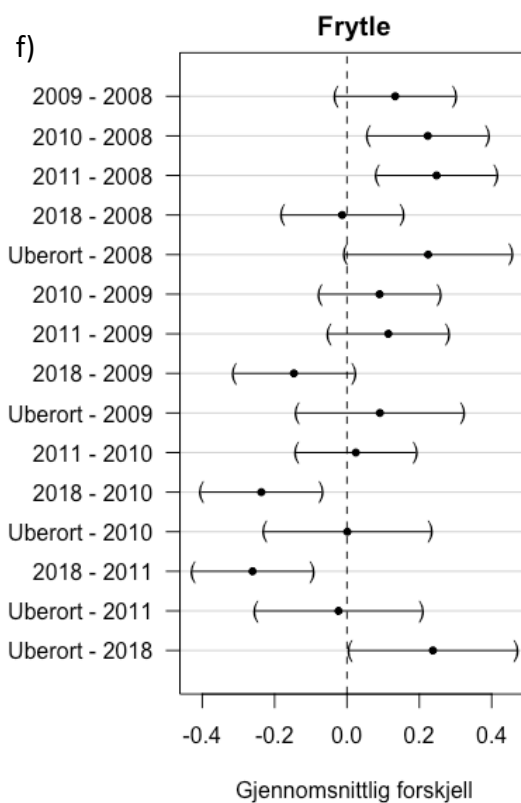
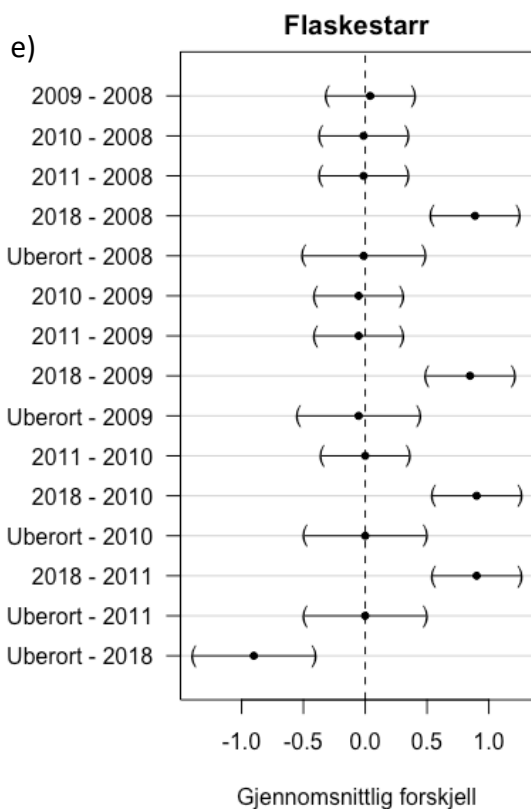
Vedlegg 2

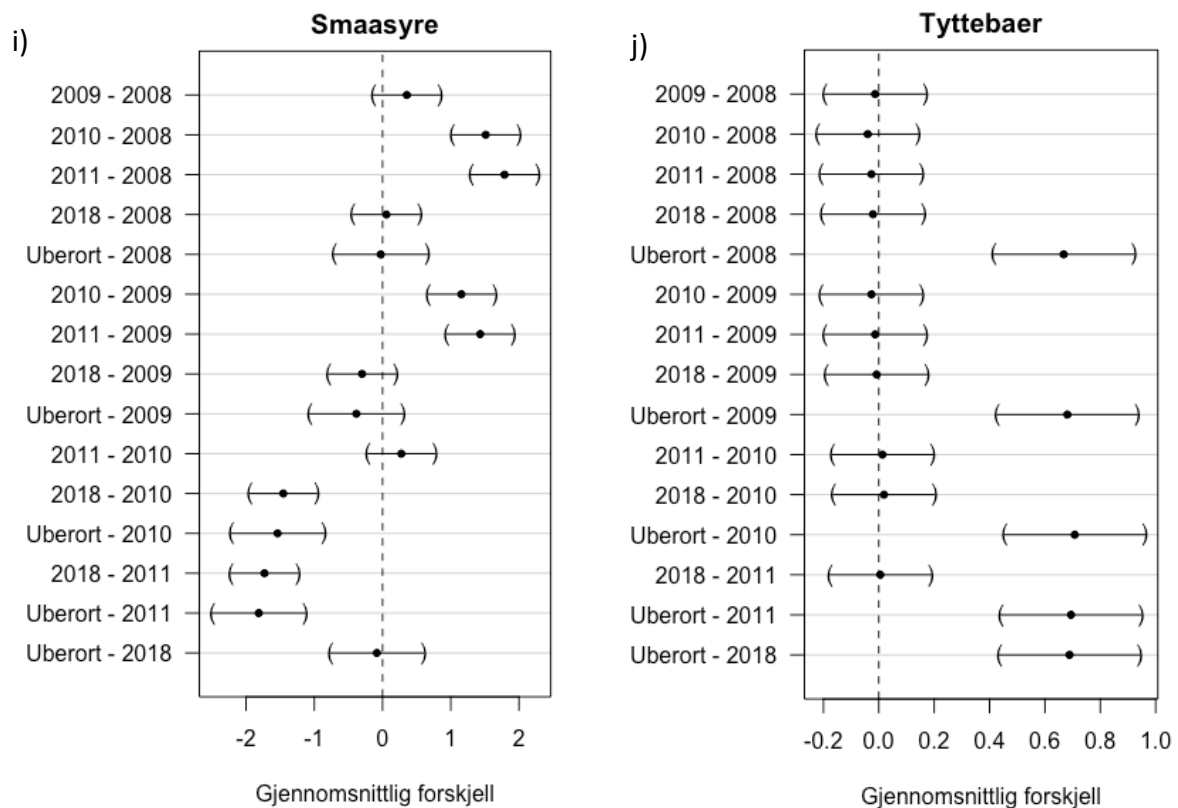
Tabell 6: Resultat av ANOVA-testen for de utvalgte artene for hvert år, med formel art ~ år. Dataene for artene er log-transformert. Signifikant p-verdi ($p < 0,05$) er markert med signifikanskode 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '' 1.

Art	p-verdi	Sign. kode
Engkvein	<2e-16	***
Smyle	7.35e-06	***
Skogstjerne	9.11e-11	***
Torvull	0.332	
Sølvbunke	4.78e-15	***
Trådsiv	4.39e-10	***
Blokkebær	0.503	
Blåbær	8.98e-07	***
Krekling	0.505	
Flaskestarr	1.43e-14	***
Molte	1.42e-05	***
Frytle	1.07e-06	***
Røsslyng	0.106	
Vier	0.000409	***
Duskull	0.000118	***
Dvergbjørk	0.155	
Fjellbjørk	2.31e-09	***
Finnskjegg	7.44e-07	***
Myrfiol	0.00964	**
Småsyre	<2e-16	***
Blåtopp	0.00107	**
Tyttebær	3.01e-13	***

Vedlegg 3







Figur 13 a-j: Parvis sammenligning av år (2008, 2009, 2010, 2011, 2018 og uberørt vegetasjon) for arter med statistisk sikre forskjeller ($p < 0,05$ i ANOVA). Tallene for gjennomsnittlig dekningsprosent av artene er log-transformerte. Tukey test gjør en parvis sammenligning av hvert av årene, og viser hvilke år som var statistisk forskjellige. Der konfidensintervallet ikke krysser 0 var det en statistisk forskjell. Figurene viser artene a) engkvein, b) skogstjerne, c) sølvbunke, d) trådsiv, e) flaskestarr, f) frytle, g) duskull, h) myrfiol, i) småsyre og j) tyttebær.



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway