



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2023 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Fra granplantefelt til stedegen fjellbjørkeskog i Junkerdalsura naturreservat:

Korttidseffekter av restaurering på vegetasjon

From spruce plantations to native mountain birch
forest in Junkerdalsura nature reserve: Short-term
effects of restoration on vegetation

Pernille Fritheim

Master i naturforvaltning

Fra granplantefelt til stedegen fjellbjørkeskog i Junkerdalsura naturreservat:

Korttidseffekter av restaurering på vegetasjon



Pernille Fritheim

Forord

Denne masteroppgaven er en del av et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for naturforskning (NINA) og Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Takk til Miljødirektoratet for finansiering, og ikke minst takk til Midtre Nordland nasjonalparkstyre som tok initiativ til dette restaureringsprosjektet. Takk til Besøkssenter Nasjonalpark Nordland for å ha tatt meg godt i mot under feltarbeidet, og til nasjonalparkforvaltere (særlig Johan Rova) og andre i forvaltningen som har bistått med å fremskaffe informasjon om de ulike studieområdene. Feltarbeidet og oppholdet i Saltdal ble ekstra hyggelig med Linnea Laubo som undersøkte veteraniseringens effekt på vedlevende biller i samme område.

Takk til Siri Lie Olsen, min stødige og inspirerende hovedveileder, som har bistått meg i gjennom hele denne prosessen, diskutert med meg og svart på ganske mange spørsmål. Tusen takk også til medveileder Rannveig Margrete Jacobsen for mange gode og nyttige innspill. Ikke minst er jeg svært takknemlig for R-hjelperne «mine». Bilder i oppgaven er tatt av undertegnede om ikke annet er spesifisert.

Jeg valgte å skrive denne oppgaven på bakgrunn av min forkjærlighet til de stedegne skogene og artene som lever der. Under kan du lese du min hyllest til naturen. Nå skal jeg ut på tur, sees!

Her sitter jeg, liten,
i det store bildet,
med tanker,
om hvor deilig
det er
å være ute,
ha på turklær,
kjenne frisk luft,
høre fuglene.

Ingen prestasjoner,
ikke noe jag,
bare meg-
og naturen.
Så enkelt,
så vanskelig,
bare være.

Tenk,
her sitter jeg,
liten,
men en del av noe så
stort,
større
enn de største
formuer, slott,
og titler.
Tar meg tilbake til
det som virkelig
betyr noe.

Takk, naturen.

Sammendrag

Økologisk restaurering handler om å gjenopprette økosystemer som på ulike måter har blitt forringet eller ødelagt. I skogene i Europa har særlig planting av gran i løvskoger en stor påvirkning på skogøkosystemene. I Norge har vi en særlig stor variasjon av boreale løvskoger, inkludert noen særlig verdifulle typer, og dette medfører et ekstra ansvar. I Junkerdalsura naturreservat nord for Saltfjellet i Nordland finnes store mengder rike fjellbjørkeskogutforminger. En trussel mot disse stedegne bjørkeskogene er spredningen av gran *picea abies*, som ble plantet i deler av reservatet mellom 1920- og 1960-tallet. Restaureringstiltak ble derfor igangsatt for å gjenopprette den stedegne fjellbjørkeskogen med tilhørende vegetasjon. Hogst med uttak av tømmer ble gjennomført i to granplantefelt i 2018 og 2019, og i 2021 ble et granplantefelt veteranisert, som innebærer en svekking av trærne som fremskynder en aldriingsprosess og død. I 2022 undersøkte jeg effekten av disse tiltakene på vegetasjon. Parameterne for å evaluere effekten var artsrikdom, artssammensetning og dekning av ulike vegetasjonssjikt.

Jeg fant at lukket hogst i et nokså fuktig/kildevannspåvirket område, med noe gjenværende kronedekke av bjørk, resulterte i en artssammensetning og dekning av arter i feltsjiktet tilsvarende den omkringliggende bjørkeskogen allerede tre år etter restaureringstiltaket. En mer omfattende hogst i et noe tørrere område førte til et stort oppslag av pionéarter hovedsakelig dominert av bringebær fire år etter restaureringstiltaket. Artsrikdommen nådde ikke opp til nivået til bjørkeskogen i noen av områdene. Veteraniseringstiltakene hadde medført et noe lavere kronedekke ett år etter tiltak, men resulterte ikke i endringer i hverken artsrikdom, artssammensetning eller dekning av planter i feltsjiktet. Resultatene viser at gjenopprettelse av artssammensetning i bjørkeskog kan gå fort, dersom forholdene ligger til rette for det. Hogstintensitet, kronedekning og kildevannspåvirkning kan dermed være viktige påvirkningsfaktorer i gjenopprettelsesprosessen etter restaurering i boreale fjellbjørkeskoger. Dette studiet i Junkerdalsura er den eneste kjente studien av restaurering av boreal fjellbjørkeskog i Norden, og er et viktig bidrag til kunnskapsbasen for disse skogene.

Abstract

Ecological restoration aims to aid the recovery of ecosystems that have been degraded or destroyed in various ways. In the forests of Europe, the planting of spruce in deciduous forests has had a significant impact on forest ecosystems. In Norway, there is a particularly large variation of boreal deciduous forests, including some particularly valuable types, which entails an extra responsibility. In the Junkerdalsura Nature Reserve north of Saltfjellet in Nordland, there are large amounts of species rich mountain birch forest formations. A threat to these indigenous birch forests is the spread of Norway spruce *Picea abies*, which was planted in parts of the reserve between the 1920s and 1960s. Restoration measures were therefore initiated to restore the indigenous mountain birch forest with associated vegetation. Logging with timber extraction was carried out in two spruce plantations in 2018 and 2019, and in 2021, a spruce plantation was veteranized, a process which weakens the trees and accelerates an aging process and death. In 2022, I investigated the effect of these measures on vegetation. The parameters for evaluating the effect were species richness, species composition, and the cover of different parts of the vegetation.

I found that partial logging in an area influenced by spring-water, with some remaining canopy cover of birch, resulted in a species composition and coverage of species in the field layer equivalent to the surrounding birch forest already three years after the restoration measure. A more extensive logging in a somewhat drier area resulted in a large outbreak of pioneer species mainly dominated by raspberry four years after the restoration measure. Species richness did not reach the level of the birch forest in any of the areas. The veteranization measures had resulted in slightly lower canopy cover one year after the measure, but did not result in any changes in either species richness, species composition, or cover of plants in the field layer. The results show that restoring species composition in birch forest can be fast if conditions are right. Canopy cover, logging intensity, remaining canopy cover, and spring water influence can therefore be important factors influencing the recovery process after restoration in boreal mountain birch forests. This study in Junkerdalsura is the only known study of restoration of boreal mountain birch forests in the Nordic countries and is an important contribution to the knowledge base for these forests.

Innholdsfortegnelse

Introduksjon	6
Metode	8
<i>Studieområde</i>	8
<i>Inndeling av områder</i>	11
<i>Datainnsamling</i>	15
<i>Dataanalyse</i>	17
Resultater	19
<i>Hogst</i>	19
<i>Veteranisering</i>	27
Diskusjon	35
<i>Hogst</i>	35
<i>Veteranisering</i>	39
<i>Sammenligning av veteranisering og hogst</i>	41
<i>Konklusjon</i>	43
Litteraturliste	44
Vedlegg	49

Introduksjon

Økologisk restaurering kan være avgjørende for å begrense utryddelsen av arter (IPBES, 2019). Formålet med økologisk restaurering (heretter restaurering) er å beskytte og forbedre biologisk mangfold gjennom å gjenopprette økosystemer som på ulike måter har blitt forringet eller ødelagt. Endringer i bruk av arealer er den største påvirkningsfaktoren på økosystemer globalt (IPBES, 2019), og på bakgrunn av dette er vi nå inne i FNs tiår for økosystemrestaurering (Salvador, 2018). FNs naturavtale fra 2022 har satt som mål at man innen 2030 skal ha fullført eller ha satt i gang restaurering av minst 30 % av verdens økosystemer (Convention on Biological Diversity, 2022). Restaurering av økosystemer er dermed svært aktuelt.

Ifølge *The Society for International Restoration* (SER) er målet med restaurering å skape en prosess som resulterer i at økosystemets arter kan leve og fortsette sin evolusjon og at økosystemet skal være rustet til å tilpasse seg lokale og/eller globale endringer (Gann et al., 2019). Hvor omfattende restaureringsprosessen er vil variere ut i fra tilstanden til det aktuelle økosystemet. Dersom et økosystem er svært skadet må man gjerne rekonstruere hele eller deler av det forringede økosystemet, inkludert planting av stedegne arter. Dette kalles aktiv restaurering. Passiv restaurering egner seg for økosystemer hvor man kan stoppe en pågående forringelse og deretter la vegetasjonen i økosystemet regenereres naturlig. Ofte må man bruke en kombinasjon av disse metodene (Gann et al., 2019). Videre skriver Gann et al. (2019) at det er viktig å etablere et økologisk mål for hva man ønsker at restaureringen skal resultere i. Til dette velger man et referanseøkosystem som gir en indikasjon på hvordan det forringede økosystemet hadde vært dersom det var intakt (Gann et al., 2019).

En naturtype som har fått økt globalt fokus når det gjelder restaurering, er skog (Meli et al., 2017). Skog er viktig for både klima, arter og mennesker (Marshall et al., 2022) blant annet fordi den gir nødvendige økosystemtjenester og livsviktige habitater for biologisk mangfold (Brockerhoff et al., 2017). Restaurering av skog kan innebære å gjenopprette områder hvor det tidligere har vært skog, eller å øke kvaliteten på forringede skoger (Food and agriculture organization of the United Nations, u.å). Sistnevnte kan innebære å skape større variasjon i skogstruktur, bl.a. ved flere forstyrrelser og treslag, og mer variasjon i tresjikt og død ved (Halme et al., 2013). Skogrestaurering kan også innebære å tilbakeføre stedegne treslag (Zerbe, 2002).

I Nord- og Sentral-Europa er gran (*Picea abies*) den viktigste arten i skogplantasjer, og slike granplantasjer finnes ofte utenfor granas naturlige utbredelsesområde (Spiecker, 2003; Øyen & Nygård, 2007). For eksempel er planting av gran i løvskoger svært vanlig, noe som har en stor påvirkning på skogøkosystemene (Máliš et al., 2012). Et slikt treslagsskifte forårsaker betydelige endringer i den stedegne undervegetasjonen (Aarrestad et al., 2013). Dette er fordi planting av gran

medfører mikroklimatiske endringer i fuktighet, vannbalanse, temperatur og lystilgang til undervegetasjon (Halldórsson et al., 2008), og barnålene forsurer jordsmonnet og gir en lavere nedbrytningshastighet (Aarrestad et al., 2013). På grunn av de store endringene grana medfører kan den kalles en «økosystemingeniør» (Saure et al., 2013). I tillegg til å endre forholdene der hvor grana er plantet kan den også ha negative effekter på de omkringliggende økosystemene (Aarrestad et al., 2013). Granplantefelt kan med andre ord ha en omfattende negativ effekt på det stedegne naturmangfoldet.

Et av kunnskapshullene vedrørende skogrestaurering er hvordan ulike restaureringsmetoder påvirker graden av suksess, og i hvilke tilfeller de ulike metodene bør bli brukt (Marshall et al., 2023). Det er også et behov for å teste ut nye restaureringsmetoder for å bevare økosystemene i fremtiden (Svensson et al., 2023). Man har ikke nok kunnskap om restaurering av stedegne løvskoger fra granplantasjer, selv om det har fått økende fokus (Zerbe, 2002). En restaureringsmetode som hovedsakelig er brukt på enkelttrær, er veteranisering, hvilket innebærer å svekke trær for å fremskynde aldringsprosessen (Bengtsson et al., 2021). Dette kan bidra til å øke antall habitater på/i trærne (Menkis et al., 2022), og studier har fokusert på veteraniseringens effekt på trelevende arter og fugler (f.eks. Jansson, 2023; Menkis et al., 2022). Metoden har tilsynelatende ikke blitt brukt for å gjennomføre et treslagsskifte i en skog.

Foreløpig finnes det relativt lite litteratur på restaurering av skog i Nord-Europa (Halme et al., 2013). De fennoskandiske boreale skogene, det vil si fjellskoger i deler av Norge, Sverige, Finland og noe av Russland, er et viktig referansegrunnlag for restaurering og for biologisk mangfold på grunn av deres forholdsvis urørte preg (Halme et al., 2013; Kuuluvainen & Aakala, 2011). Av de boreale områdene i Europa og Skandinavia er de norske boreale løvskogene i en særstilling da variasjonsbredden er spesielt stor (Framstad et al., 2008). Videre påpeker Framstad et al. (2008) at Norge har et spesielt ansvar for disse, og særlig fjellbjørkeskoger og kalkbjørkeskoger, hvor sistnevnte er nesten eksklusivt norsk. I tillegg er andre rike bjørkeskoger i nord svært verdifulle (Framstad et al., 2008). Bjørk er vanligvis et pionértreslag som dominerer før andre treslag kommer til, men der hvor grana ikke vokser naturlig blir disse boreale bjørkeskogene en slags klimaks-skog (Framstad et al., 2008). Disse bjørkeskogene er generelt lite studert (Saure et al., 2013), og det videre er ingen kjente studier på restaurering av fjellbjørkeskog i Norden.

I Junkerdalsura naturreservat i Nordland fylke har plantefelt av gran (*Picea abies*) gradvis begynt å utgjøre en trussel for den stedegne bjørkeskogen (Brun-Jenssen, 2014). Dette er et område med mye kalkbjørkeskog og rikt planteliv, og for å verne om naturmangfoldet ble det satt i gang restaureringstiltak med formål om å få tilbake den opprinnelige skogen og tilhørende vegetasjon (Brun-Jenssen, 2014). I 2018 og 2019 ble gran i to områder hogd med påfølgende uttak av tømmeret, men ettersom dette var

svært ressurskrevende fordi tømmeret måtte fraktes ut med helikopter, ble et tredje område veteranisert uten uttak av tømmer på ulike tidspunkt i 2021. Det har vært uvisst hva slags effekt tiltakene har hatt, og hvordan vegetasjonen har respondert på de ulike metodene.

Formålet med dette studiet var å undersøke korttidseffektene av disse formene for restaurering på vegetasjonen i granplantefeltene, som opprinnelig var fjellbjørkeskog. I 2022 studerte jeg vegetasjonen i to områder i Junkerdalsura som ble hogd tre og fire år før, samt området som ble veteranisert på ulike tidspunkt i sesongen året før, og kontrollområder i ubehandlede granplantefelt og den nærliggende stedegne fjellbjørkeskogen. Hypotesene for de hogde områdene var at 1) vegetasjonen ville ha flere likheter med bjørkeskogen både tre og fire år etter restaurering. Jeg antok også at 2) området som ble restaurert fire år før ville være mer lik bjørkeskogen enn området som ble restaurert tre år før. Når det gjaldt veteranisering, var det forventet at 3) vegetasjonen i veteraniseringsfeltet ville være noe annerledes enn i granplantefeltet, på grunn av større lystilgang som følge av en lavere kronedekning. Sist antok jeg at 4) forskjellige veteraniseringstidspunkt i løpet av sesongen i 2021 ikke ville gi ulike utslag på vegetasjonen. Parameterne for å måle effekten av tiltakene på vegetasjon var artsrikdom, artssammensetning og dekning av ulike vegetasjonssjikt.

Metode

Studieområde

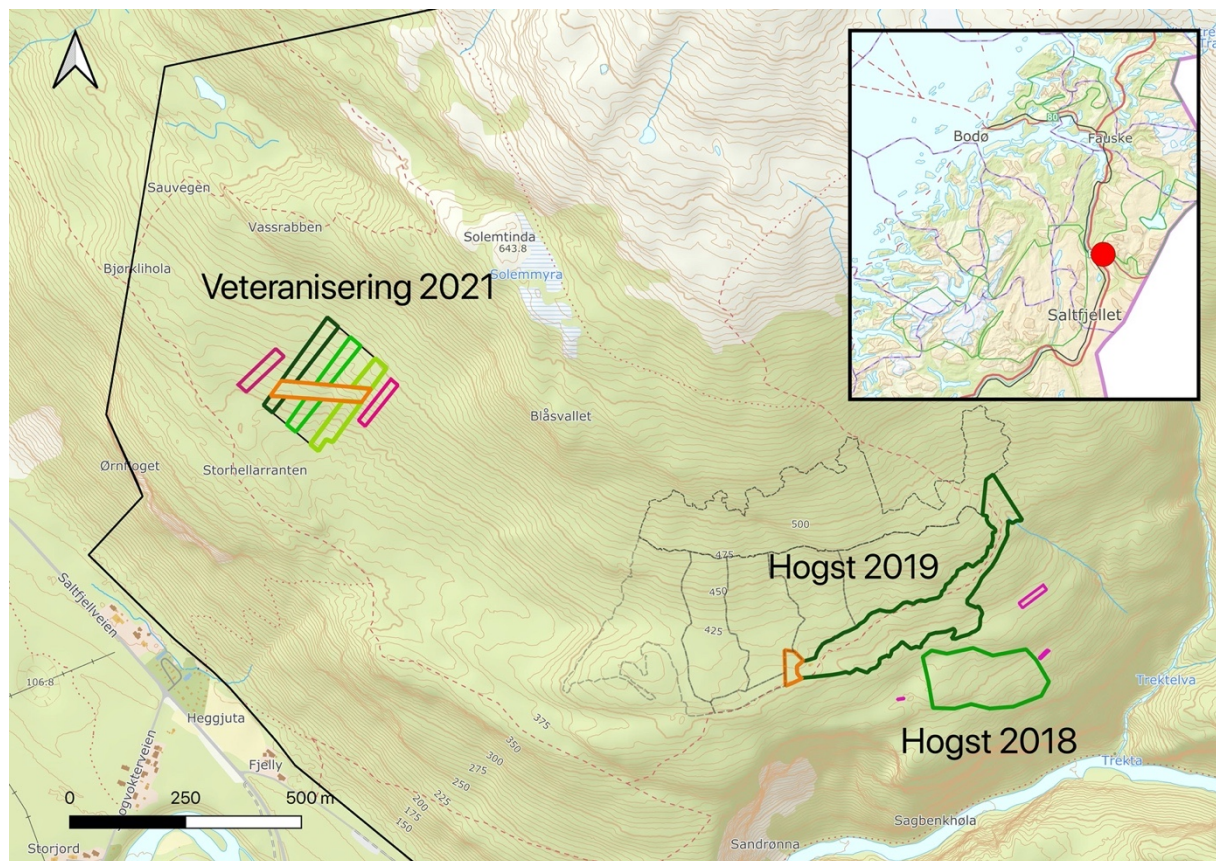
Studieområdet er en del av et skog- og fjellområde i Junkerdalsura naturreservat (heretter Junkerdalsura) i Saltdal kommune, Nordland. Dette reservatet innehar med sine ca. 13 725 dekar en av Nordens største kalkbjørkeskoger, og tilhører et område med en av de mest kjente plantelokalitetene i Norge, med sin store artsrikdom og flere sjeldne, trua og sårbare arter (Brun-Jenssen, 2014). Videre skriver Brun-Jensen (2014) at naturreservatet først ble fredet i 1928 som en del av et plantefredningsområde, for så å bli utvidet til et naturreservat i 2000 da den første fredningen ikke tilstrekkelig ivaretok naturverdiene. Junkerdalsura grenser til Saltfjellet landskapsvernområde i sør og Junkerdal nasjonalpark i nord.

Reservatet ligger i den nordboreale vegetasjonssonen som hovedsakelig omfatter bjørkeskog, samt noe lavvokst barskog (Moen & Odland, 1998). Området er i ytterkanten av granas naturlige utbredelsesområde (Øyen & Nygård, 2020), men gran forekommer ikke naturlig som en del av barskogen i Junkerdalsura (Brun-Jenssen, 2014). Reservatet har et typisk innlandsklima med kalde vintre, varme somre og lite nedbør. Temperaturnormal og årsmiddelnedbør ligger på henholdsvis -3–2 °C og 500–1000 mm/år (Brun-Jenssen, 2014). Terrenget befinner seg på 115–1100 m.o.h og er svært

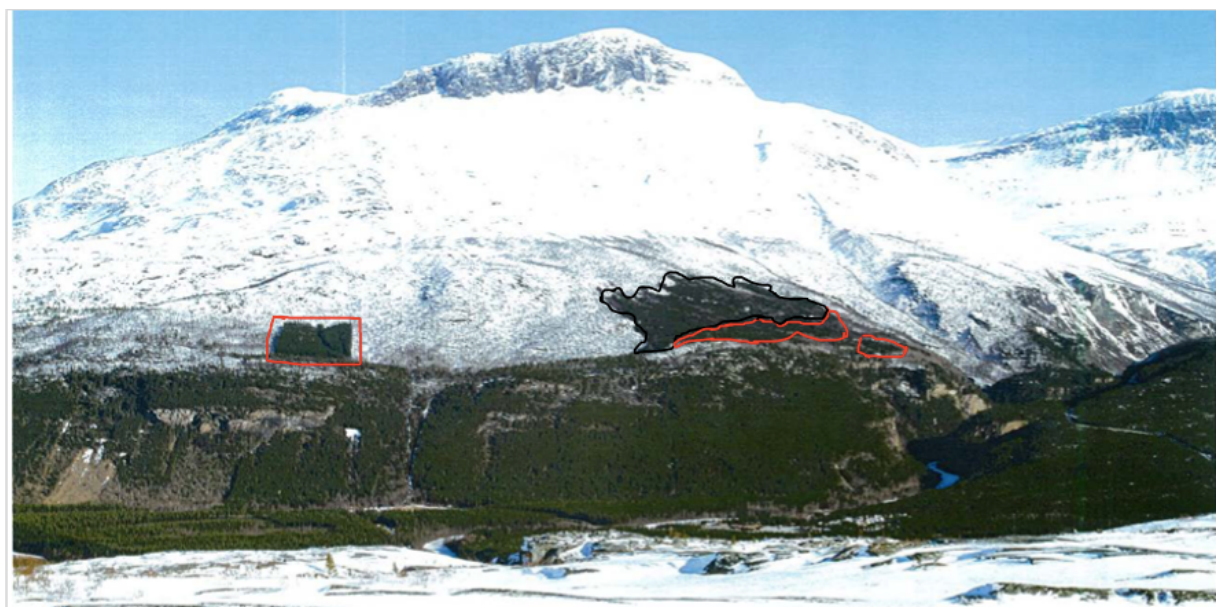
brattlendt. Kombinasjonen av eksponering, berggrunn og fuktighet gir opphav til en mosaikk av flere skogtyper, hvorav mange rike typer. Reservatet har blitt brukt til beiting, men per i dag er det få brukere og lite beitepress i området (Brun-Jenssen, 2014).

Selve studieområdet består av tre mindre områder vest i reservatet (Fig. 1, 2). Kartlegginger fra 2019 tilsier at vegetasjonen i disse områdene varierer mellom kalkrik, kildevannspåvirket høgstaudeskog og svak lågurt/lågurtskog mot tørrere lågurt-bærlyngskog (Miljødirektoratet, u.å). Grunnen består hovedsakelig av løsmasser som ikke er spesifisert nærmere enn «morene, leire, grus og sand osv.», men det finnes også noe næringsrike glimmerskifre (Brun-Jenssen, 2014; Norges geologiske undersøkelse, u.å.). Ettersom mesteparten av bergartene i studieområdet ikke er særlig kalkrike, antas det at det er kalkrikt sivevann fra omkringliggende områder som gir opphav til kalkkrevende vegetasjon (Johan Rova, pers. komm.).

På grunn av ønsker om skogbruk ble det mellom 1920-tallet og 1965 plantet gran i deler av reservatområdet, fordelt på flere plantefelt. Grana har gradvis begynt å spre seg og er nå spredd utover et areal på total 400-450 daa (Etnestad, 2018) og utgjør en trussel mot verneverdiene. Grantrærne skygger ut den opprinnelige vegetasjonen og surt stråfall gir dårligere vilkår for undervegetasjon og bjørkeskogen (Brun-Jenssen, 2014). På ulike tidspunkt mellom 2017 til 2021 har derfor flere granfelt blitt gjenstand for restaurering, enten gjennom ulike typer veteranisering, hvor trærne gradvis blir svekket, eller hogstuttak. Tre områder med granplantefelt hvor restaurering er utført er subjekt for dette studiet.



Figur 1: Oversikt over de aktuelle restaureringsområdene i grønt med referanseområder i stedegen bjørkeskog i lilla og kontrollområder i granplantefelt i oransje. Helsvart linje viser reservatgrensa, og stiplet linje viser restaurerte områder ikke inkludert i denne studien. Kart ble laget i QGIS (QGIS Development Team, 2023).



Figur 2: Restaureringsområdene (rødt) i denne studien. Bilde tatt mellom 2015 og 2017. Svart markerer restaurerte områder som ikke var inkludert i denne studien. Foto: Jim Kristensen.

Inndeling av områder

Selve restaureringsområdene i denne studien besto av tre felt: Hogst 2018 (H18), Hogst 2019 (H19) og veteraniseringsfeltet (V) (Fig. 1). I veteraniseringsfeltet ble det utført veteranisering og noe felling, uten uttak, mens all gran i H18 og H19 ble hogd. Dersom grana i H18 og H19 hadde diameter i brysthøyde (DBH) >15 cm og høyde >10 m ble den fløyet ut fra området. Andre treslag enn gran ble stående, med mindre felling var nødvendig for å unngå «hekting» i forbindelse med hogst av gran. Det var ca. 1 km i luftlinje mellom veteraniseringsfeltet og de hogde feltene.

Hogst 18: H18 ble plantet i perioden 1955–1965 og hadde et areal på ca. 35 daa (Fig. 5). Før hogst var feltet stort sett hogstklasse IV og V, med mye stort tømmer, men også «mye små dimensjoner» (Opprinnelig kalt C i Etnestad, 2019). Det sto også noen store osper innimellom grana (Inge Sollund Ingvaldsen, pers. komm.). Hogst ble utført i slutten av juli 2018. Volumet for alt tømmer ble på forhånd anslått til å være 550–600 m³ hvorav 240 m³ ble tatt ut, noe som ga en uttaksandel på ca. 41%. Imidlertid var anslaget for totalt volum sannsynligvis litt for høyt (Johan Rova, pers. komm.), slik at uttaksprosenten trolig er høyere. Gran ble tatt ut ved hjelp av helikopter rundt midten av august. Hele grantrær ble fraktet ut, kvistet og kappet et annet sted. Det ble liggende igjen «en del» felte bjørketrær, samt felte smågran på grunn av de små dimensjonene (Etnestad, 2018). Etnestad beskriver videre at det ble stående igjen «mye fin lauvskog, store osper og furuer» (Fig. 3A).

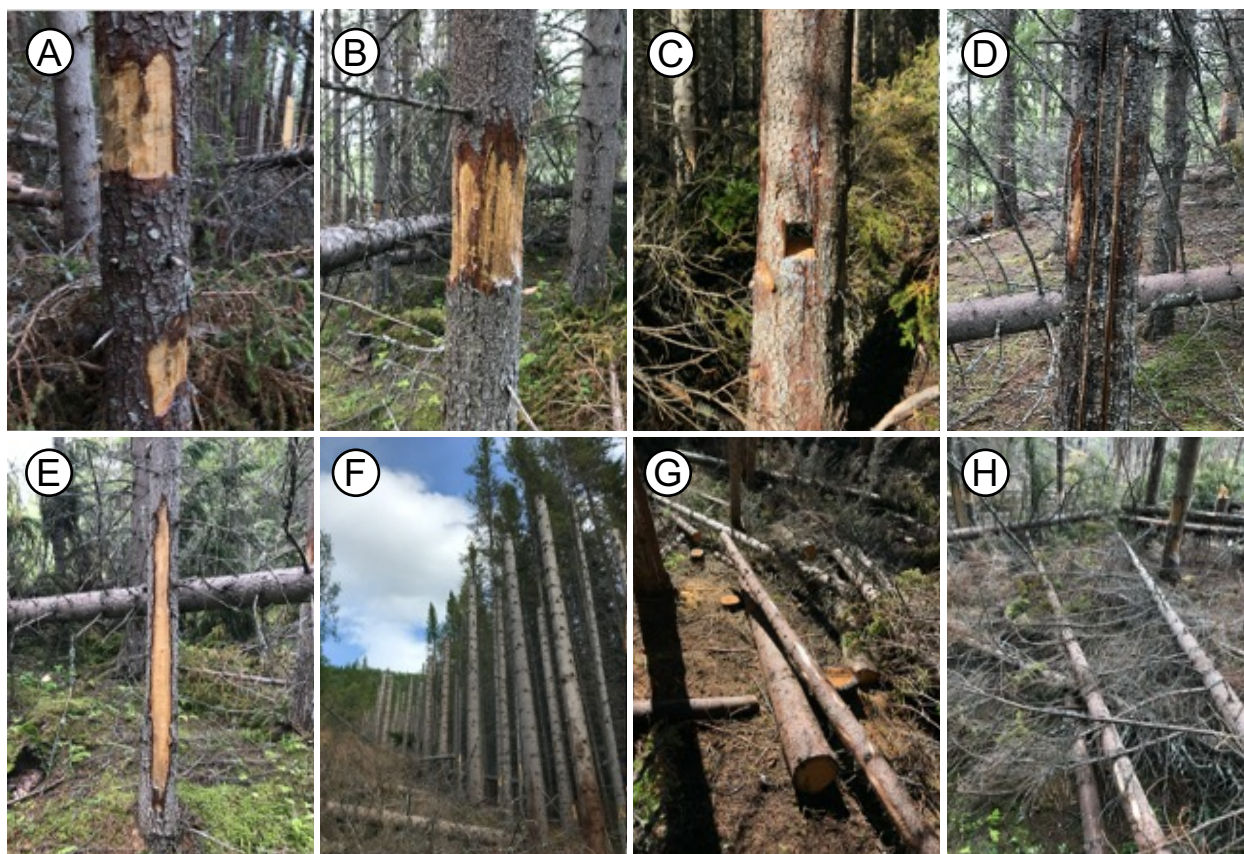
Hogst 19: H19 ble plantet innenfor perioden 1955–1965 (Jim Kristensen, pers. komm.) og hadde et areal på ca. 40 daa (Fig. 5). Grana fantes i hogstklasse III, IV og V, og det var stor variasjon i områder. Områdene gikk fra å ikke ha gran i det hele tatt, til å ha gran i hovedsakelig små dimensjoner, til områder med enkelte store grantrær, til bestand med store grantrær (Området er kalt B3 i interne rapporter: Etnestad, 2018). Det var også en del innslag av bjørk (Jim Kristensen, pers. komm.). Hogst ble gjennomført en gang mellom 15. juli og 25. september 2019. Volumet i H19 ble anslått til 400–500 m³ og volumet fraktet ut med helikopter var ca. 300 m³ (Etnestad, 2019), noe som tilsvarer en uttaksandel på ca. 66%. Merk at grana her ble kvistet og kappet i hogstfeltet, slik at GROT (greiner og topper fra tre) ble liggende igjen, før tømmeret ble transportert ut. Kvisting og kapping av gran med mindre dimensjoner, som ikke ble fløyet ut ble også utført. Se Fig. 3B for eksempel på hvordan det typisk så ut etter hogst.

Kontroll- og referanseområder i H18 og H19: Samme kontroll- og referanseområder ble brukt for både H18 og H19 (Fig. 5). For å fange opp den tenkte tilstanden til H18 og H19 før restaurering, ble det valgt ut et kontrollområde i en gjenværende del av et granplantefelt som ikke hadde blitt hogd, vest for H19, kalt grankontrollen (GK). For å fange opp tilstanden i H18 og H19 før granplanting, ble det valgt ut referanseområder i den omkringliggende bjørkeskogen, kalt bjørkekontrollen (BK).

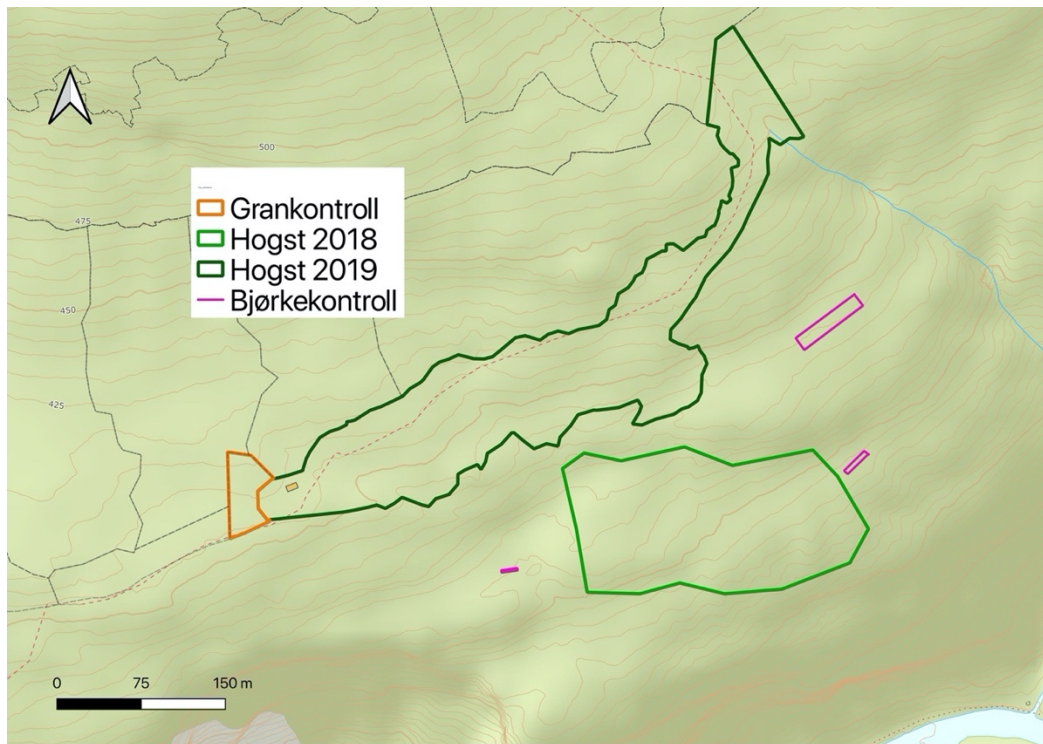


Figur 3: Foto av hvordan det så ut i feltet hogd i 2018 (A) og 2019 (B).

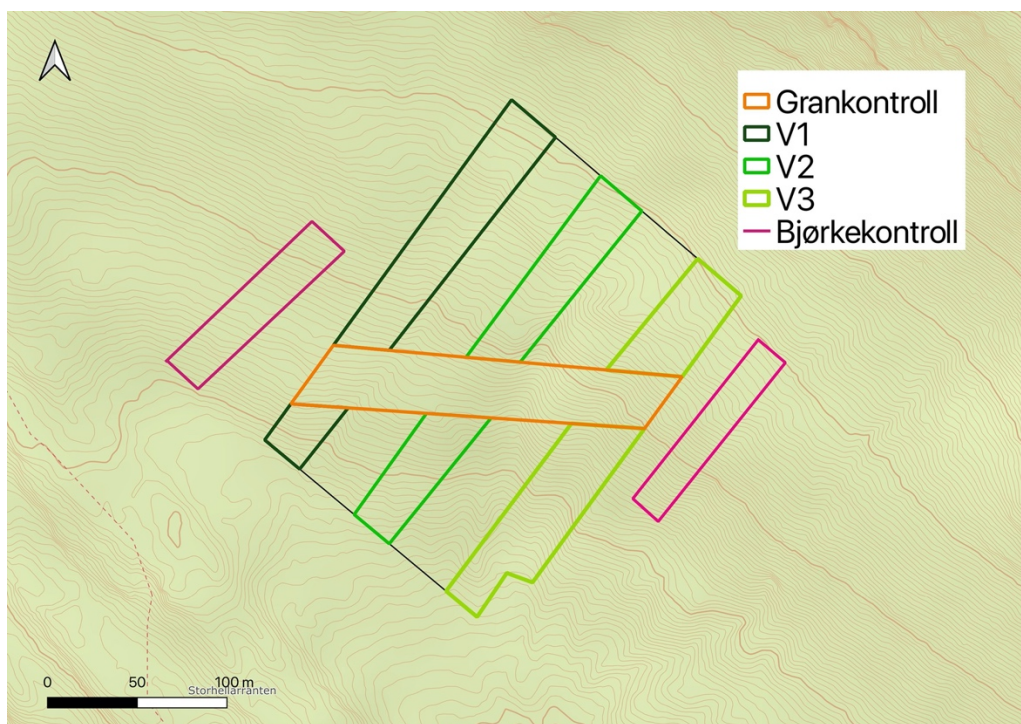
Veteraniseringsfeltet (V): Feltet (Fig. 6) ble sannsynligvis plantet i løpet av 1920-tallet (Jim Kristensen, pers. komm.) og var et rektangulært plantefelt på ca. 40 daa kun bestående av gran som sto tett og i små dimensjoner med et anslått volum på ca. 1500 m³ (Etnestad, 2018). Gran > 15 cm dbh ble i 2021 veteranisert på 5 ulike måter ved bruk av motorsag i tillegg til ulike former for felling og toppkapp (Fig. 4). Veteraniseringsmetodene var: bohull (utskjærte kuber), hel ringbarking, delvis ringbarking på to nivåer, «hestegneg» (etterligning av gnag på én side av treet) og to parallelle gjennomskjæringer. Felling ble utført på to måter: felling med kvisting og felling uten kvisting. Veteranisering refererer videre i dette studiet til både veteraniseringmetodene- og fellinger. Resterende gran, dvs. gran <15 cm DBH ble også felt, men ikke kvistet eller fraktet ut. Toppkapp, som innebar å kappe av den øverste delen av treet (øverste 5 m), ble utført i en sone på ca. fem meter på omtrent 500 grantrær på langsiden; hovedsakelig i sørøst, sørvest og nordvest for feltet. Behandlingene ble gjort i fem ulike tidsperioder, fra mai til oktober. Det skilles her mellom tre tidsperioder (delfelt): 25. – 30. mai (V1), 9. – 20. august (V2), og 06. – 09. oktober (V3) (Fig. 6). Alle behandlingsmetodene ble utført jevnt i alle tidsperiodene. Kontrollområdet for veteraniseringsfeltet besto av et ubehandlet granplantefelt, grankontrollen (GK) som gikk på tvers av alle delfelt. Referanseområdene ble lagt i den omkringliggende bjørkeskogen, langs langsiden av veteraniseringsfeltene, også kalt bjørkekontrollen (BK).



Figur 4: Behandlingsmetoder i Veteraniseringsfeltet. A) dobbel delvis ringbarking, B) hel ringbarking, C) bohull, D) gjennomskjæringer, E) «hestegnag», F) toppkapp, G) felling med kvisting og H) felling uten kvisting. Foto: Linnea Laubo.



Figur 5: Oversikt over hogde områder (H18 og H19), med referanseområde i rosa (BK) og grankontrollområde i oransje (GK). Kart laget i QGIS (QGIS Development Team, 2023).



Figur 6: Oversikt over veteraniseringsfeltet med referanseområde i bjørkeskogen (BK) i rosa og grankontrollområde (GK) i oransje. V1, V2 og V3 viser delfeltene veteranisert i hhv. mai, august og oktober. Kart laget i QGIS (QGIS Development Team, 2023).

Datainnsamling

For å måle effekten av restaureringstiltakene på vegetasjonen ble det utført ruteanalyser i første halvdel av august 2022. Rutene var fordelt i transekter, med 3–4 ruter per transekt, totalt 31 transekter. Plasseringen av transektene var så langt det lot seg gjøre minimum 20 m til andre felt/type områder for å minimere kanteffekter, basert på Aarrestad et al. (2014). Det var minimum 10 m mellom hvert transekt med unntak av grankontrollen tilknyttet H18 og H19 hvor størrelsen på feltet ikke gjorde dette mulig.

I veteraniseringsfeltet og grankontrollen ble transektene forhåndsplassert i kart og bestemt på bakgrunn av avstand til andre (del)felt. Bjørkekontrollen tilhørende veteraniseringsfeltet ble plassert i omkringliggende bjørkeskog og så nært granplantefeltet som mulig, men langt nok unna til å unngå kanteffekter. I H18 og H19 ble plassering av noen transekter gitt en omtrentlig plassering på forhånd, og for å fange opp mer variasjon i H19 ble flere transekter valgt ut i felt. Transektene ble hovedsakelig valgt ut på bakgrunn av at det var spor etter gran, omtrentlig lik helling i terrenget mellom ulike transekter, og at det ikke var for nært sti og bekk. I bjørkekontrollen tilknyttet H18 og H19 ble transektene plassert i områder i den omkringliggende bjørkeskogen, og ble valgt på bakgrunn av hva som liknet mest på den hypotetiske opprinnelige tilstanden til de restaurerte feltene. Det var stor variasjon i naturtyper inkludert kilde-/sigevannspåvirkning omkring H18 og H19, og referanseområdene hadde derfor ulik avstand til restaureringsfeltene. Tørre, lyngpregede områder ble unngått, ettersom dette ikke så ut til å være representert i selve feltene. Ingen transekt ble plassert ved (<5 m) bekker. I grankontrollen tilknyttet H18 og H19 ble transekter plassert på en rett linje langs midten av det ubehandlede granplantefeltet slik at det var størst mulig avstand til kanten av feltet på begge sider.

Til sammen ble 106 ruteanalyser utført, og antall ruter i hvert (del)felt varierte noe (Tab. 1). Variasjonen i antall var på grunn av ulike areal i ulike (del)felt, som i noen tilfeller medførte et begrenset areal til rutene, og i andre tilfeller resulterte i flere ruter for å bedre kunne reflektere vegetasjonen i et større område. Alle rutene i veteraniseringsfeltet ble samlokalisert med insektfeller (Fig. 7), ettersom en annen del av prosjektet var å måle hvorvidt død ved av gran kan være en ressurs for vedlevende biller i dette området (Laubo, 2023). Plassering av ruter innad i et transekt ble trukket tilfeldig i alle felt, og avstanden mellom rutene var minimum 5 meter så langt det lot seg gjøre (Vedlegg 1, 2). Rutenes plassering ble stedvis noe justert på bakgrunn av hogstavfall og læger, men plassert nærmest mulig det forhåndsbestemte punktet. Store steiner, stier og store trær ble unngått i alle ruter, samt røtter og store kvister der det var mulig. Rutene lå alltid i nordvendt retning (med to av sidene rettet nord-sør). For å markere plasseringen til rutene, ble det satt inn permanente metallrør i jorda i minst to hjørner av ruta.

Størrelsen på rutene var 1 m², og hver rute var delt opp i 16 småruter. Prosentvis dekning på rutenivå ble estimert for hver art. Arter med mindre en 1% dekning per rute ble registrert som 0,1%. Tilstedeværelse og fertilitet ble registrert i de 16 smårutene innen hver rute. Fertilitet ble registrert

dersom arten blomstret, viste tegn til å ha blomstret, hadde knopp, eller hadde synlige sporangier dersom det var karsporeplanter. For artsbestemmelse ble referanseverket *Norsk flora* (Lid, 2005) og *Gyldendals store nordiske flora* (Mosseberg & Stenberg, 2018) brukt. Ubestemmelige frøplanter ble registrert som en egen kategori.

For hver rute ble det også registrert prosentvis dekning av vegetasjon i feltsjiktet, dekning av mosesjikt og lav samt bar jord og strø, og kronedekning og busksjikt i selve ruta og i en 250 m² sirkel omkring ruta. Feltsjikt var definert som vegetasjon < 80 cm, mens busksjikt omfattet vedvekster som var 80–250 cm høye og som naturlig ikke vil bli større enn dette. Kronedekning på rutenivå ble registrert ved å se opp rett fra ruta og anslå hvor stor prosentandel av himmelen rett over ruta som var dekket av trekroner. Kronedekning på områdenivå ble registrert ved å anslå hvor stor del av himmelen i sirkelen på 250m² omkring ruta som var dekket av trekroner. For å gjøre sammenligninger mellom naturtyper, ble kartleggingsenhet etter systemet for kartlegging av Naturtyper i Norge (NiN) (Bryn et al, 2020) registrert. Dette ble gjort ved å ta utgangspunkt i ruten og den dominerende kartleggingsenheten i 250 m²-sirkelen rundt ruten.

Tabell 1: Antall ruter i hvert (del)felt. V1, V2, V3 er veteraniseringsdelfeltene veteranisert i hhv. mai, august og oktober. Kontrollområder er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). V_foran er kontrollfelt assosiert med veteraniseringsfeltet, og H_ er kontrollfelt assosiert med hogstområdene.

Felt	V1	V2	V3	V_GK	V_BK	H_GK	H18	H19	H_BK
Antall ruter	10	9	10	10	20	10	9	16	13



Figur 7: Eksempel på plassering av ruter og samlokalisering med insektsfeller i både A) grankontrollen og B) bjørkekontrollen tilknyttet veteraniseringsfeltet.

Dataanalyse

Alle analyser og tester ble kjørt i R (R Core Team, 2022). For å sammenligne artssammensetningen i de restaurerte feltene med hver sin bjørkekontroll og grankontroll, og mellom de ulike veteraniseringsdelfeltene/tidspunktene for restaurering, brukte jeg først en «*global non-metric multidimensional scaling*» (GNMDS) (Kruskal, 1964) for å visualisere artssammensetningen i de ulike rutene. For å teste om det var en statistisk signifikant forskjell i artssammensetning mellom de nevnte feltene, kjørte jeg først en «*detrended correspondance analysis*» (DCA) for å bestemme hvilken test som egnet seg best til dette basert på mine data. Basert på Lepš and Šmilauer (2003), endte jeg opp med å bruke «*redundancy analysis*» (RDA) på bakgrunn av lengden på førsteaksen i DCA. GNMDS og RDA ble utført med R-pakken *vegan* (Oksanen et al., 2022). Både en arts prosentvis dekning i en rute, og hvilken andel av de 16 smårutene en art var til stede i ble testet i de ovennevnte ordinasjonsanalysene, men jeg valgte kun å beholde resultatene fra den prosentvis dekningen, da dette anses å bedre representere resultatet. Dette fordi prosentvis dekning gir en tydeligere representasjon av hvor mye av ruta en art faktisk dekket.

For å sammenligne artsrikdommen i restaurerte områder med bjørke- og grankontrollene, måtte jeg ta høyde for tilfeldige effekter og mange nullobservasjoner i datasettet. Rutene innenfor hvert transekt lå så nærme hverandre at observasjonene ikke nødvendigvis var uavhengige. Jeg kjørte da en *generalized mixed effects model* ved hjelp av R-pakka *glmmTMB* (Brooks et al., 2017) med transekt som tilfeldig effekt og antatt negativ binomisk fordelte data med naturlig logaritme som linkfunksjon. Forklarings- og responsvariabel var hhv. felt eller delfelt og antall arter i hver rute. Modellen måtte kjøres flere ganger med ulike kontrollvariabler for å kunne sammenligne alle (del)feltene. En annen mulig tilfeldig effekt kunne være naturtypen i en rute. I innledende analyser viste dette seg å ha en minimal effekt, og ble dermed ikke inkludert i testene. Modelltilpassingene ble vurdert med residualplot laget med R-pakken *DHARMA* (Hartig, 2022).

For å sammenligne dekning av ulike deler av vegetasjonen mellom (del)felt, dvs. totalsjikt (mosesjikt + feltsjikt), feltsjikt, kronedekning (rute- og områdenivå), busksjikt (rute- og områdenivå) og dekning av strø, brukte jeg en ikke-parametrisk Kruskal–Wallis-test (KW-test), da fordelingen av dataene ikke var egnet for en *glmmTMB*. Lav og bar jord fantes nesten ikke, og ble derfor ekskludert fra analysene. KW-testen tar ikke høyde for tilfeldige effekter, noe som kan føre til noe mer unøyaktige resultater. Dersom KW-testen viste en signifikant effekt av sjiktdekning, fulgte jeg opp med en post hoc-test, Dunn's-test med Holm-metoden, for å se hvilke felt/delfelt som hadde signifikante forskjeller. Sammenligninger i fertilitet, dvs. andelen småruter med fertile individer innenfor en rute, ble også testet med en KW- og Dunn's-test, av samme grunn som over. Post hoc-analysene ble gjennomført med R-pakken *FSA* (Ogle et al., 2023).

Når det gjelder områdene tilknyttet veteraniseringsfeltet utførte jeg alle analysene på to nivåer. Først testet jeg veteraniseringsfeltet som helhet mot gran- og bjørkekontrollen, for så å teste de individuelle veteraniseringsdelfetene mot hverandre og mot gran- og bjørkekontrollen. Videre ble én rute i veteraniseringsfeltet V2 ekskludert fra alle analysene, i tillegg til den som ble ekskludert under feltarbeidet. Dette var fordi førstnevnte lå helt på grensen mellom veteraniseringsfeltet og bjørkeskogen, noe som viste seg å ha betydelig innvirkning på resultatene.

Alle dataene ble filtrert og gruppert med pakkene `tidyr` (Wickham et al., 2023a) og `dplyr` (Wickham et al., 2023b).

Resultater

Det ble funnet totalt 75 unike karplante-taksa i de undersøkte områdene (Tab. 2). Ingen av disse var rødlistet etter Norsk rødliste for arter (Artsdatabanken, 2021) eller befant seg på Fremmedartslista (Artsdatabanken, 2018).

Tabell 2: Antall ruter i hvert (del-) felt, gjennomsnittlig antall arter per rute samt totalt antall arter i ulike felt og delfelt. V1, V2 og V3: veteraniseringsdelfelt restaurert i hhv. mai, august og oktober. Grankontroll (GK) og bjørkekontroll (BK) er kontrollområder, og utgjør forskjellige områder for veteraniseringsområdet og hogstområdet. Ubestemmelige frøplanter er ekskludert. «-» anses ikke som relevant.

Felt	Ruter	Gj.snitt arter pr. rute	Totalt antall
Veteraniseringsområde			
GK	10	3,9	14
V1	10	5,4	22
V2	8	6,5	25
V3	10	4,1	20
V1 + V2 + V3	28	5,3	36
BK	20	17,7	50
Sum veteraniseringsområde	58	-	58
Hogstområde			
GK	10	3,3	9
H18	9	10,9	37
H19	16	12,4	44
BK	13	17,2	52
Sum hogstområde	48	-	66
Total	106	-	75

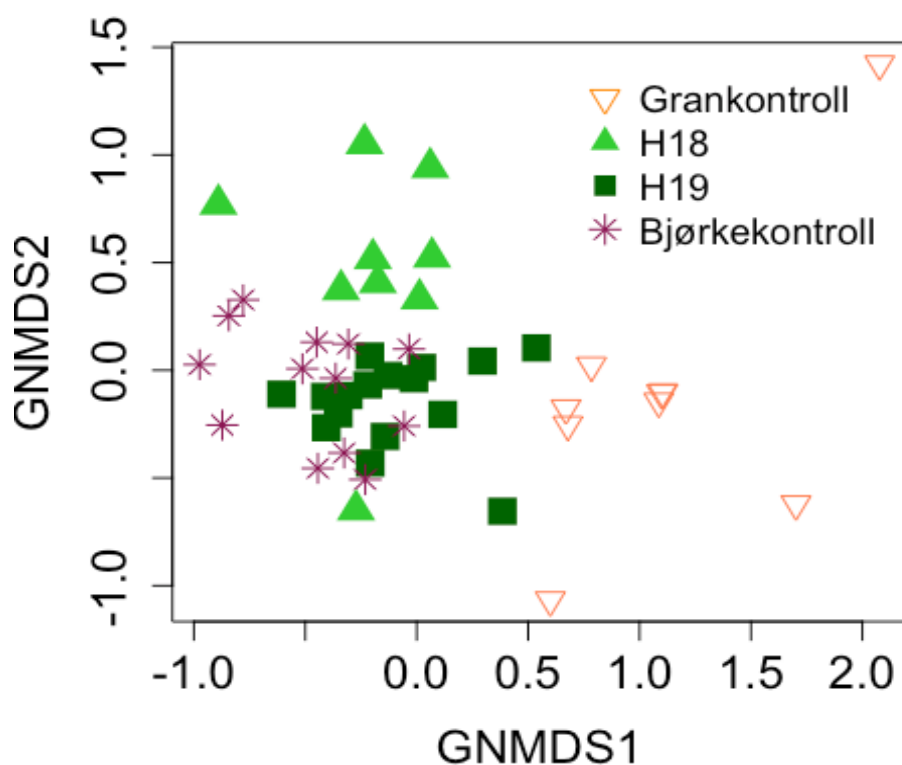
Hogst (2018, 2019)

Artssammensetning

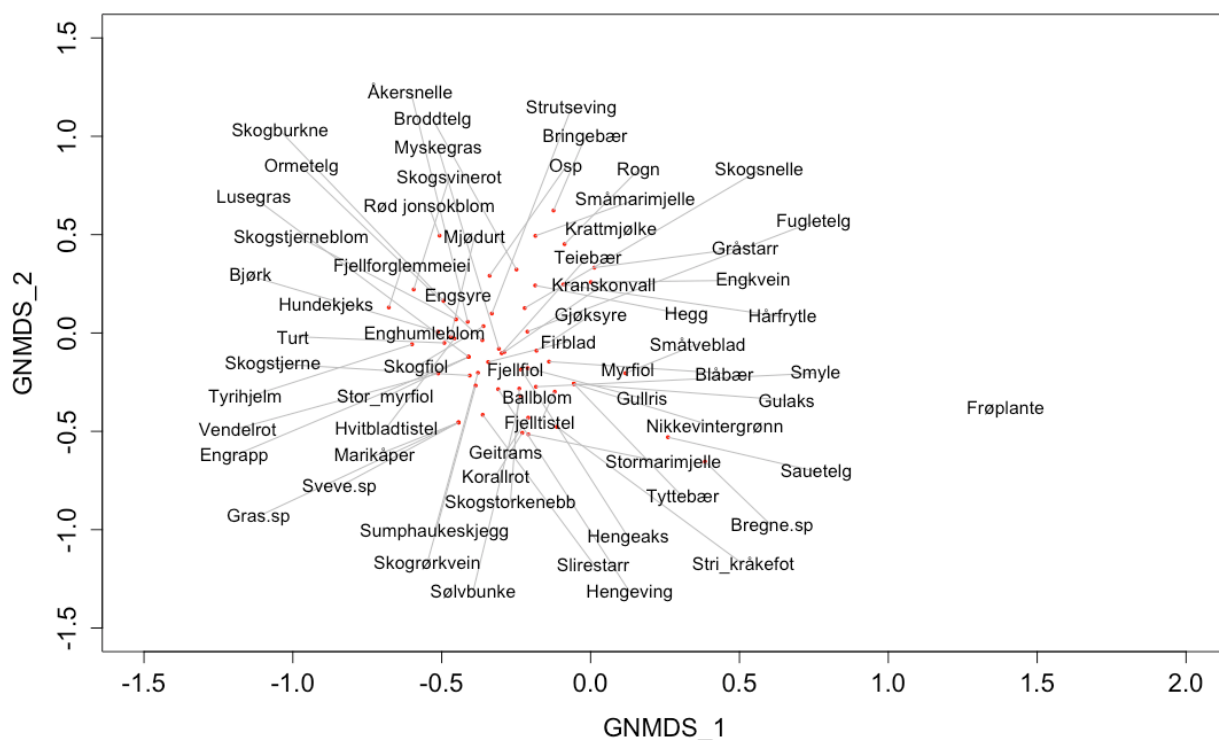
GNMDS viste en nokså tydelig gruppering av artssammensetningen i de ulike feltene (Fig. 8). Den første aksen (GNMDS1) indikerte at det var store likheter i artssammensetning mellom områder restaurert i 2018 (H18) og 2019 (H19) og bjørkekontrollen. Disse tre områdene skilte seg igjen fra grankontrollen, selv om noen ruter i H19 nærmet seg grankontrollen. Gradienten langs GNMDS1 gjenspeiler overgangen fra granplantefelt til bjørkeskog. Artssammensetningen representert av andreaksen (GNMDS2) viste at samtlige ruter i H18 var gruppert vekk fra alle de andre feltene, bortsett fra én rute. Denne skilte seg sannsynligvis ut på grunn av dominans av den skyggetålende arten gjøkesyre. Andreaksen (GNMDS2) så ut til å forklare gradienten fra lyskrevende pionérarter (f.eks. bringebær, osp og rogn) til noe mer skyggtolerante skog-/hogstaudearter (Fig. 9).

Typiske arter i grankontrollen var gjøkesyre, fugletelg, rogneskudd, kranskonvall og sauetelg (Dekning av enkeltarter i % og andel i vedlegg 6, 7). Alle arter i grankontrollen forekom i alle de andre feltene, bortsett fra sauetelg som ikke fantes i bjørkekontrollen, og hengeving som ikke forekom i H19. Bjørkekontrollen og H19 hadde flere arter til felles, som ballblom, hvitbladtistel, skogrørkvein, skogstorkenebb, småmarimjelle, teiebær, turt, tyrihjelms og firblad. Arter som fantes i H19, men ikke H18 var for eksempel enghumleblom, fjelltistel, hengeving, hvitbladtistel, lusegras og vendelrot. Arter som fantes i H18 men som var fraværende i H19 var for eksempel blåbær, engsyre, gråstarr, krattmjølke, hengeaks og småplanter av osp. Bjørkekontrollen hadde særegne arter som fjellforglemmegei, gulaks, hundekjeks, korallrot, marikåpe (sp), nikkevintergrønn, slirestarr og sveve (sp).

En RDA viste at H18 hadde signifikant forskjellig artssammensetning fra grankontrollen, og at H18 og H19 hadde signifikant forskjellig artssammensetning fra hverandre (Tab. 3). Det var kun H19 som hadde lik artssammensetning som bjørkekontrollen.



Figur 8: GNMDS-ordinasjon av artssammensetning i felt hogd i 2018 (H18), 2019 (H19) og i kontrollområdene grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). Et symbol tilsvarer én rute. 2 ruter i GK ble ekskludert på grunn av < 1% dekning av arter i en rute.



Figur 9: Artsplot fra GNMDS-ordinasjon viser plassering (rødt) av alle artene i felt hogd i 2018 og 2019 og i bjørkekontrollen og grankontrollen langs GNMDS-aksene. Strekene kobler artsnavn til plasseringen de har langs aksene. Oversikt over arters fordeling i ulike felt er i vedlegg 6 og 7.

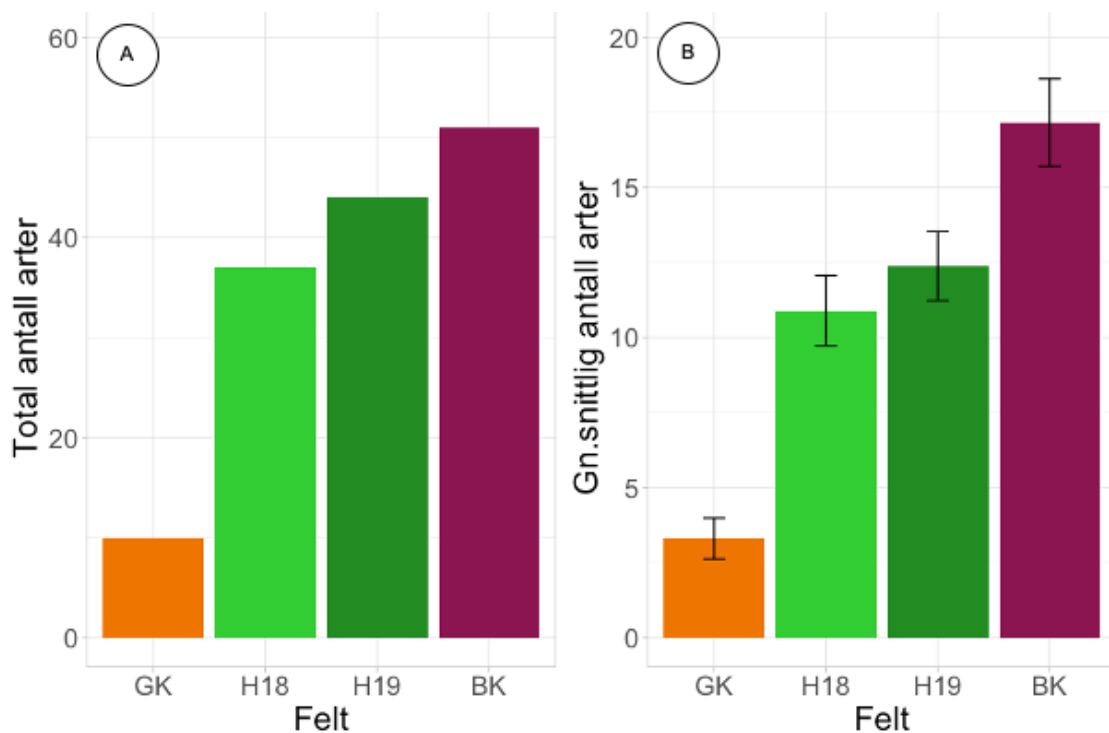
Tabell 3: Artssammensetning. Varians, F-verdi og P-verdi for RDA- analyser av artssammensetning i felt hogd i 2018 (H18), 2019 (H19) og i kontrollområdene grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). Kontroll-raden viser kontrollen brukt i de enkelte analysene. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

Felt	Varians	F-verdi	P-verdi
Kontroll GK			
H19	62,78	1,988	0,043 *
H18	189,74	6,009	0,001 ***
BK	99,20	3,142	0,005 **
Kontroll BK			
H19	42,35	1,342	0,222
H18	265,06	8,395	0,001***
GK	99,20	3,142	0,005***
Kontroll H18			
H19	254,55	8,062	0,001***
GK	189,74	6,001	0,001***
BK	265,06	8,395	0,001***

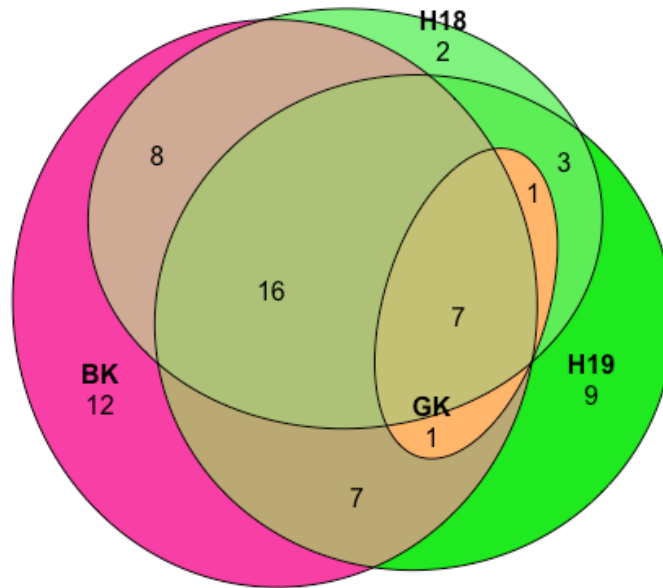
Artsrikdom

Både H18 og H19 hadde signifikant flere arter per rute (artsrikdom) enn grankontrollen, og det var ingen signifikant forskjell mellom H18 og H19 (Tab. 4, Fig. 10). Begge hogde felt og grankontrollen hadde signifikant lavere artsrikdom enn bjørkekontrollen.

Bjørkekontrollen hadde flest unike arter (Fig. 10A), med 12 arter som ingen andre felt hadde, og videre 31 arter til felles med H18 og samme antallet til felles med H19 (Fig. 11). H18 og H19 hadde hhv. 29 og 35 arter som ikke fantes i grankontrollen.



Figur 10: Total antall arter i hvert felt (A) og gjennomsnittlig antall arter (artsrikdom) i hver rute i hvert felt (B). H18: hogd 2018 H19: hogd i 2019. Kontrollene er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). Error bars viser standardfeil. Mer at skalaen er ulik mellom A og B. Frøplante ble ekskludert.



Figur 11: Venn-digram med antall unike og overlappende arter i ulike felt. H18: felt hogd i 2018. H19: Felt hogd i 2019. Kontrollområder er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). Frøplante ble ekskludert.

Tabell 4: Artsrikdom. Estimat, standard error, z-verdi og p-verdi fra generalisert mixed effects model testet på sammenligninger mellom antall arter per rute i ulike felt (artsrikdom). H18: felt hogd i 2018. H19: felt hogd i 2019. Kontrollområder er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK) Transekt var tilfeldig effekt. Intercept viser kontrollen i de ulike modellene. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

Felt	Estimat	Std. error	Z-verdi	P-verdi
Intercept (GK)	1,182	0,256	4,609	<0,001***
H18	1,193	0,296	4,027	<0,001***
H19	1,315	0,279	4,713	<0,001***
BK	1,654	0,281	5,896	<0,001***
Intercept (BK)	2,836	0,114	24,9	<0,001***
H18	-0,461	0,187	-2,467	0,014 *
H19	-0,339	0,1581	-2,146	0,032 *
GK	-1,654	0,281	-5,9	<0,001***
Intercept (H19)	2,496	0,110	22,646	<0,001***
H18	-0,121	0,185	-0,658	0,511
GK	-1,315	0,279	-4,713	<0,001***
BK	0,339	0,158	2,146	0,032*

Naturtyper

Registrering av naturtyper i henhold til systemet for kartlegging av naturtyper i Norge NiN (Bryn et al, 2020) viste at naturtypen høgstaudeskog var vanligst, med en størst andel høgstaudeskog i H19 og bjørkekontrollen (Tab. 5). Det var dog utfordrende å bestemme naturtype i noen ruter, da det ikke alltid var klare overganger. Dette gjaldt til en viss grad grensa mellom lågurtskog og høgstaudeskog, men også hvorvidt grankontrollen kunne bli kategorisert som granplantasje eller ikke.

Tabell 5: Oversikt over antall ulike naturtyper i hvert felt etter NiN (Bryn et al, 2020) med kartleggingsenhet og kode etter feltveileder (Bryn & Naas, 2021). Feltene er felt hogd i 2018 (H18), 2019 (H19), og kontrollområdene er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK).

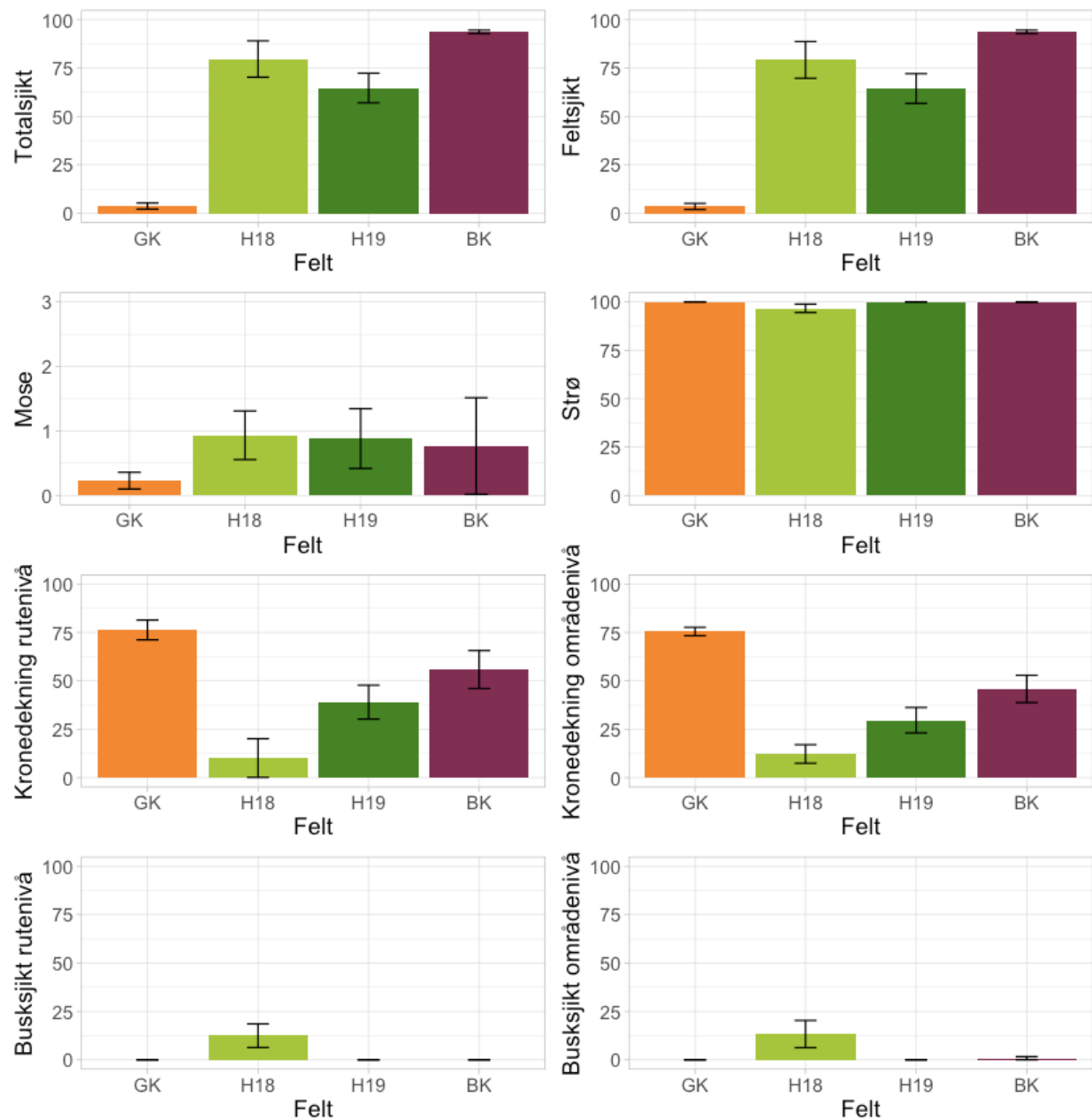
Naturtype	GK	H18	H19	BK	Total
Plantasjeskog (T38-C1)	1	0	0	0	1
Svak lågurtskog (T4-C2)	9	0	0	0	9
Lågurtskog (T4-C3)	0	5	1	3	9
Høgstaudeskog TF-C18	0	4	15	10	29
Antall ruter per felt	10	9	16	13	48

Sjiktdekning

Begge hogde felt hadde signifikant høyere dekning av totalsjikt (mosesjikt + feltsjikt) og feltsjikt enn grankontrollen, mens disse sjiktene var like mellom H18 og H19 (Fig. 12, Vedlegg 3). H18 og H19 hadde en signifikant lavere kronedekning på både område- og rutenivå enn grankontrollen.

Det var ingen signifikant forskjell mellom bjørkekontrollen og de hogde feltene når det gjaldt total- og feltsjikt, mens disse var signifikant høyere i bjørkekontrollen enn i grankontrollen. Kronedekningen på rute- og områdenivå var signifikant lavere i H18 enn i bjørkekontrollen, mens det ikke var signifikant forskjell mellom H19 og bjørkekontrollen, eller mellom H18 og H19.

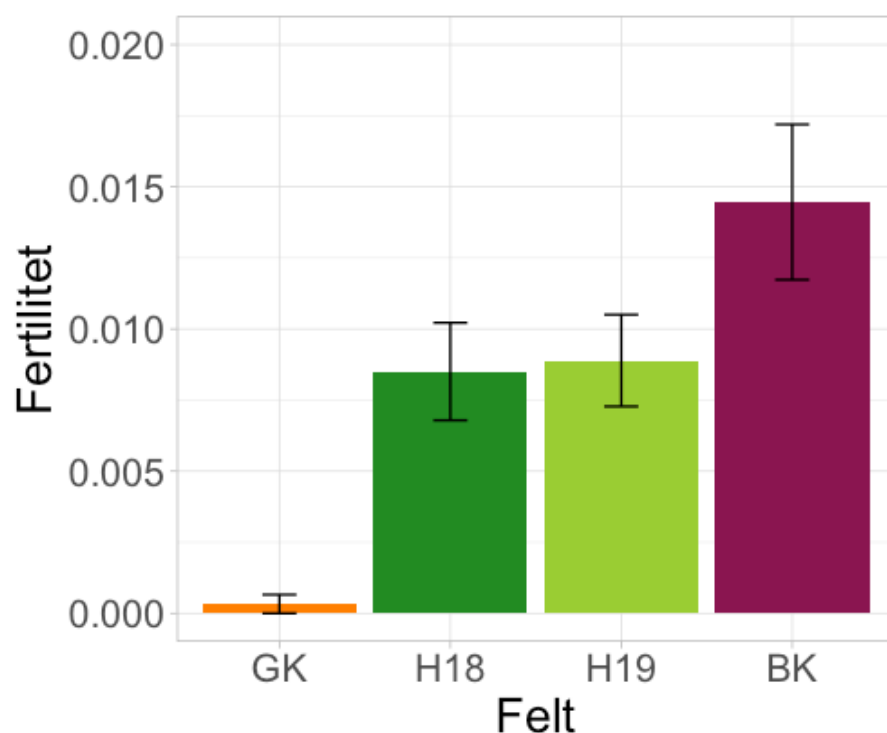
Når det gjelder busksjikt på rutenivå, var det kun H18 som skilte seg ut, med signifikant høyere busksjiktdekning enn både bjørkekontrollen, grankontrollen og H19. Det var ingen forskjell på dekning av busksjikt på områdenivå. Det var heller ingen forskjell i dekningen av mosesjikt mellom noen felt.



Figur 12: Gjennomsnittlig dekning (%) av ulike vegetasjonssjikt i grankontrollen (GK), bjørkekontrollen (BK) og felt hogd i 2018 (H18) og 2019 (H19). Error bars viser standardfeil. Merk at skalaen for mose går fra 0 til 3.

Fertilitet

Når det gjelder dekning (i andel) av fertile arter i en rute, var det ingen signifikant forskjell mellom H18 og H19, ei heller mellom de nevnte områdene og bjørkekontrollen (Tab. 6, fig. 13). Hogde områder og bjørkekontrollen hadde en signifikant større andel fertile planter enn grankontrollen.



Figur 13: Gjennomsnittlig dekning (andel) av fertile arter per rute i felt hogd i 2018 (H18) og 2019 (H19) og kontrollområder grankontroll (GK) og bjørkekontroll (BK). Error bars viser standardfeil.

Tabell 6: χ^2 -verdi og p-verdi for Kruskal–Wallis-test (KW) og Z-verdi og p-verdi for Dunn's-test som sammenligner dekning av fertile planter i rutene mellom feltet hogd i 2018 (H18), 2019 (H19) og kontrollområdene grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). «Modell»-raden inkluderer resultater fra KW, og resten er resultater fra Dunn's-test. Frihetsgrader for KW er 3. Alle p-verdier er justert med Holm-metoden bortsett fra p-verdi for KW. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

Sammenligning	χ^2 -verdi (KW-test)	Z-verdi	P-verdi
Modell (H18, H19, GK, BK)	39,799		<0,001 ***
BK-H19		-1,683	0,277
BK-H18		1,233	0,435
GK-H19		-4,794	<0,001 ***
GK-H18		-4,55	<0,001 ***
H18-H19		0,260	0,795
BK-GK		6,154	<0,001 ***

Veteranisering (2021)

Artssammensetning

GNMDS antydte at artssammensetningen i veteraniseringsfeltet hadde større variasjon innad i feltet sammenlignet med bjørkekontrollen, og at artssammensetningen skilte seg fra bjørkekontrollen (Fig. 14). Førsteaksen (GNMDS1) illustrerte en gradient fra granplantefelt til bjørkeskog (Fig. 15). Veteraniseringsdelfeltene befant seg langs store deler av førsteaksen, men overlappet mest med grankontrollen. Når det gjelder tidspunkt for veteranisering viste GNMDS antydninger til ulik artssammensetning i de forskjellige veteraniseringsdelfeltene. Førsteaksen (GNMDS1) indikerte at V2 hadde den tydeligste grupperingen hvor alle rutene nærmet seg bjørkekontrollen, mens samtlige ruter i V3 var sterkt konsentrert på minussiden av aksene, hovedsakelig i nærheten av grankontrollen, i motsetning til V1 som hadde en noe større spredning langs aksene. Andreaksen (GNMDS2) skilte hovedsakelig rutene i veteraniseringsfeltet, og det er ikke tydelig hva denne forklarte. V3 hadde én rute som skilte seg ut i forhold til de andre rutene. Denne ruta befant seg i en liten nedsenkning i terrenget og hadde mer sumpskoglignende vegetasjon.

Vanlige arter i grankontrollen var for eksempel blåbær, frøplanter, fugleteig, gjøkesyre, hengeving, rogneskudd og småtveblad (Dekning av enkeltarter i % og andel i vedlegg 6 og 7). Alle arter som fantes i grankontrollen fantes også i veteraniseringsfeltet og bjørkekontrollen (minus tyttebær i bjørkekontrollen). I veteraniseringsfeltet fant man i tillegg arter som einer, nikkevintergrønn, skogstjerne, sumphaukeskjegg, slirestarr og tyrihjel. Arter som bjørkekontrollen og veteraniseringsfeltet hadde til felles var for eksempel firblad, nikkevintergrønn, skogstjerne, sauetelig, sumphaukeskjegg, tyrihjel og vendelrot. Arter som kun fantes i bjørkekontrollen var f.eks. hvitbladtistel, skogstjerneblom, turt, fjelltistel, gulaks, hengeaks, legeveronika og lusegras.

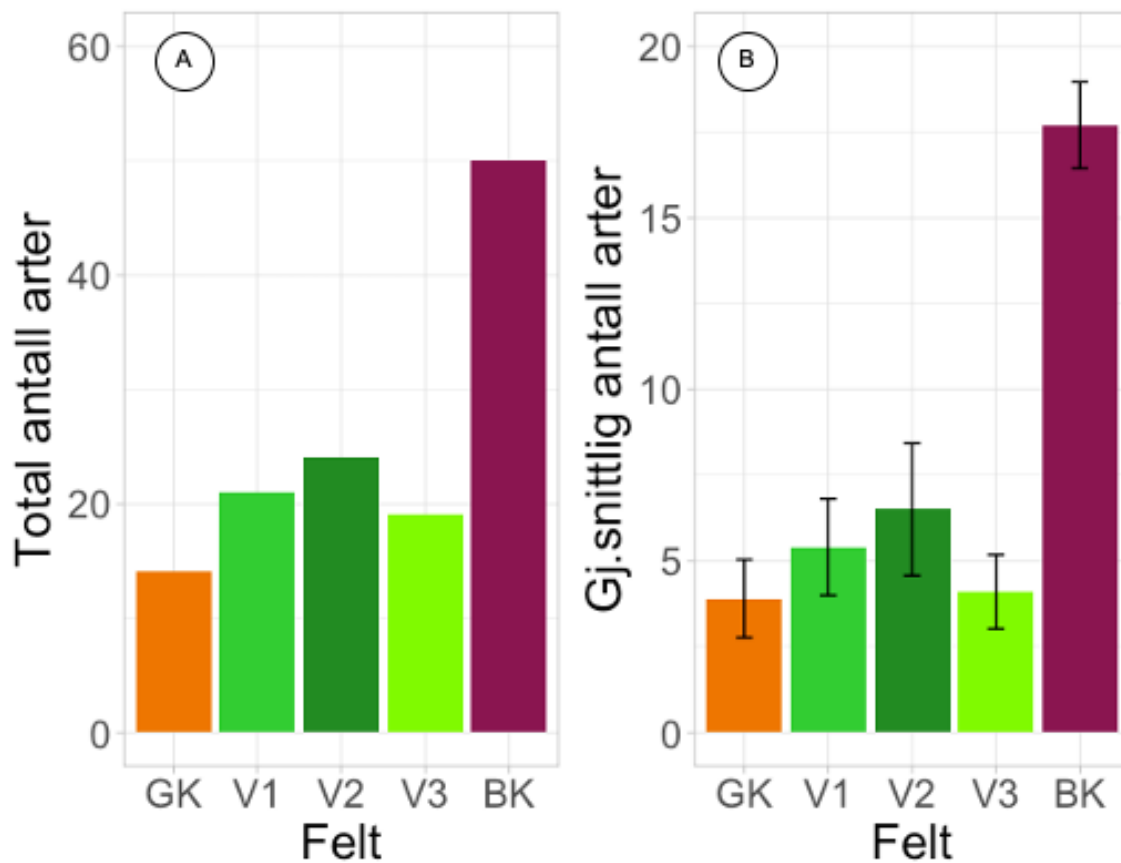
En RDA som sammenlignet grankontrollen, bjørkekontrollen og veteraniseringsfeltet som helhet viste at artssammensetningen i veteraniseringsfeltet ikke var signifikant forskjellig fra grankontrollen, men at grankontrollen og veteraniseringsfeltet hadde signifikant forskjellig artssammensetning fra bjørkekontrollen (Tab. 7). Når det gjaldt tidspunkt for restaurering, viste RDA at det ikke var signifikante forskjeller i artssammensetning mellom veteraniseringsdelfeltene.

Tabell 7: Varians, F-verdi P-verdi fra RDA av artssammensetning i veteraniseringsfeltet (V), veteraniseringsdelfeltene (V1, V2, V3), bjørkekontrollen (BK) og grankontrollen (GK). Kontroll oppgir kontrollen brukt i testen. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

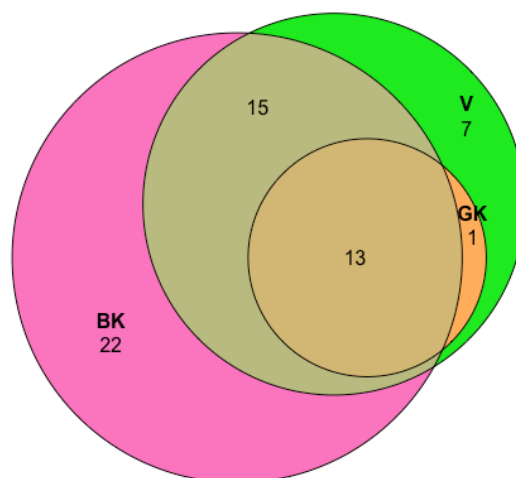
Artssammensetning	Varians	F-verdi	P-verdi
Kontroll V			
GK	2,01	0,166	0,987
BK	213,29	17,6	0,001**
Kontroll GK			
V1	0,24	0,02	1,000
V2	13,01	1,064	0,340
V3	0,17	0,014	1,000
BK	122,18	9,988	0,001***
Kontroll BK			
V1	126,44	10,337	0,001***
V2	58,23	4,61	0,007**
V3	131,96	10,788	0,001***
GK	122,18	9,988	0,002**
Kontroll V1			
V2	12,75	1,042	0,374
V3	0,37	0,03	1,000
GK	0,24	0,02	1,000
BK	126,44	10,337	0,001***
Kontroll V2			
V1	12,75	1,042	0,358
V3	14,95	1,222	0,262
GK	13,01	1,064	0,321
BK	58,23	4,761	0,004**

Artsrikdom

Det var ingen signifikant forskjell i antall arter per rute (artsrikdom) mellom veteraniseringsfeltet og grankontrollen, eller mellom de ulike delfeltene/tidspunktene for veteranisering (Tab. 8, fig. 16). Bjørkekontrollen hadde signifikant større artsrikdom enn både veteraniseringsfeltet og grankontrollen. Bjørkekontrollen hadde størst antall unike arter (Fig. 16A), og hadde videre 15 arter til felles med veteraniseringsfeltet (Fig. 17). Sistnevnte hadde totalt 22 unike arter mer enn grankontrollen.



Figur 16: Total antall arter i hvert (del)felt (A) og gjennomsnittlig antall arter i hver rute i hvert (del)felt (B). V1, V2, V3 er hhv. delfelt veteranisert i hhv. mai, august og oktober. Kontrollområdene er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). Error bars viser standardfeil i B. Merk forskjellig skala i A og B. Frøplante ble ekskludert.



Figur 17: Venn-diagram med antall unike og overlappende arter i ulike felt. V: veteraniseringsfeltet. Kontrollområder er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK). Frøplanter ble ekskludert.

Tabell 8: Artsrikdom. Estimat, standardfeil, z-verdi og p-verdi fra generalisert mixed effects model på forskjeller i antall arter per rute i hvert (del)felt (artsrikdom). Transekt var tilfeldig effekt. V= Veteraniseringsfelt. GK= grankontroll. BK=Bjørkekontroll. V1, V2, V3: delfelt veteranisert i hhv. mai, august og oktober. Intercept viser kontrollen i testene. * $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p\leq 0,001$.

Felt	Estimat	Std.feil	Z-verdi	P-verdi
Intercept (V)	1,647	0,132	12,436	<0,001***
BK	1,231	0,157	7,86	<0,001***
GK	-0,279	0,277	-1,009	0,313
Intercept (GK)	1,358	0,25	5,435	<0,001***
V1	0,332	0,325	1,022	0,307
V2	0,461	0,363	1,269	0,204
V3	0,094	0,339	0,277	0,782
BK	1,513	0,264	5,73	<0,001***
Intercept (BK)	2,871	0,097	29,724	<0,001***
V1	-1,181	0,231	-5,105	<0,001***
V2	-1,052	0,286	-3,685	<0,001***
V3	-1,419	0,252	-5,636	<0,001***
GK	-1,513	0,264	-5,73	<0,001***
Intercept (V1)	1,69	0,216	7,837	<0,001***
V2	0,129	0,342	0,377	0,706
V3	-0,238	0,315	-0,757	0,449
GK	-0,332	0,325	-1,022	0,307
BK	1,181	0,231	5,105	<0,001***
Intercept (V2)	1,819	0,255	7,136	<0,001***
V1	-0,129	0,342	-0,377	0,706
V3	-0,367	0,363	-1,011	0,312
GK	-0,461	0,363	-1,269	0,204
BK	1,052	0,286	3,685	<0,001***

Naturtype

Registrering av naturtyper basert på systemet NiN (Bryn et al, 2020) viste en størst andel plantasjeskog i veteraniseringsdelfeltene og grankontrollen, mens bjørkekontrollen hadde mest lågurtskog og høgstaudeskog (Tab. 9). Noen ruter var utfordrende å bestemme da det var noen uklare overganger mellom høgstaudeskog og lågurtskog.

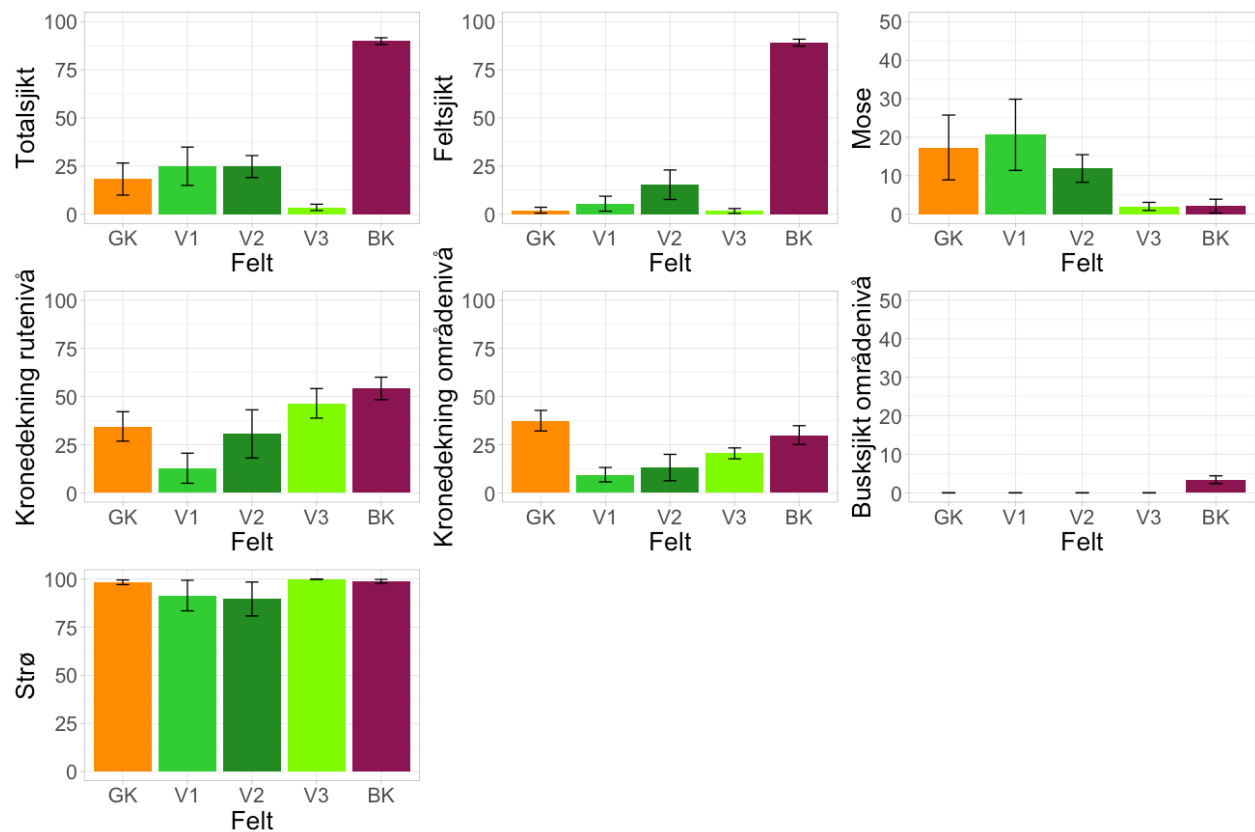
Tabell 9: Oversikt over antall ulike naturtyper i ulike felt i form av kartleggingsenhet og kode etter feltveilder (Bryn & Naas, 2021) fra systemet Natur i Norge (NiN) (Bryn et al, 2020). Veteraniseringsdelfeltene er V1, V2 og V3, hhv. veteranisert i mai, august og oktober 2021. Kontrollområder er grankontrollen (GK) og bjørkekontrollen (BK).

Naturtype	GK	V1	V2	V3	BK	Total
Plantasjeskog (T38-C1)	8	7	4	9		28
Blåbærskog (T4-C1)		2				2
Svak lågurtskog (T4-C2)	2	1	3	1	1	8
Lågurtskog (T4-C3)			1		9	10
Høgstaudeskog (T4-C18)					10	10
Antall ruter per (del)felt	10	10	8	10	20	58

Sjiktdekninger

Det var ingen signifikant forskjell mellom veteraniseringsfeltet som helhet og grankontrollen når det gjaldt dekning av totalsjikt (mosesjikt + feltsjikt), feltsjikt, mosesjikt, busksjikt eller kronedekning på rutenivå (Vedlegg 4, 5, fig. 18). Kronedekningen på områdenivå var signifikant lavere i veteraniseringsfeltet enn i grankontrollen. Sammenlignet med bjørkekontrollen hadde veteraniseringsfeltet signifikant lavere dekning av totalsjikt, feltsjikt og kronedekning på område- og rutenivå, men signifikant høyere dekning av mosesjikt. Mosesjiktet var også lavere i bjørkekontrollen enn i grankontrollen. Bjørkekontrollen hadde signifikant høyere dekning av totalsjikt og feltsjikt enn grankontrollen. Det var ingen signifikant forskjell mellom noen av feltene når det gjaldt dekning av strø.

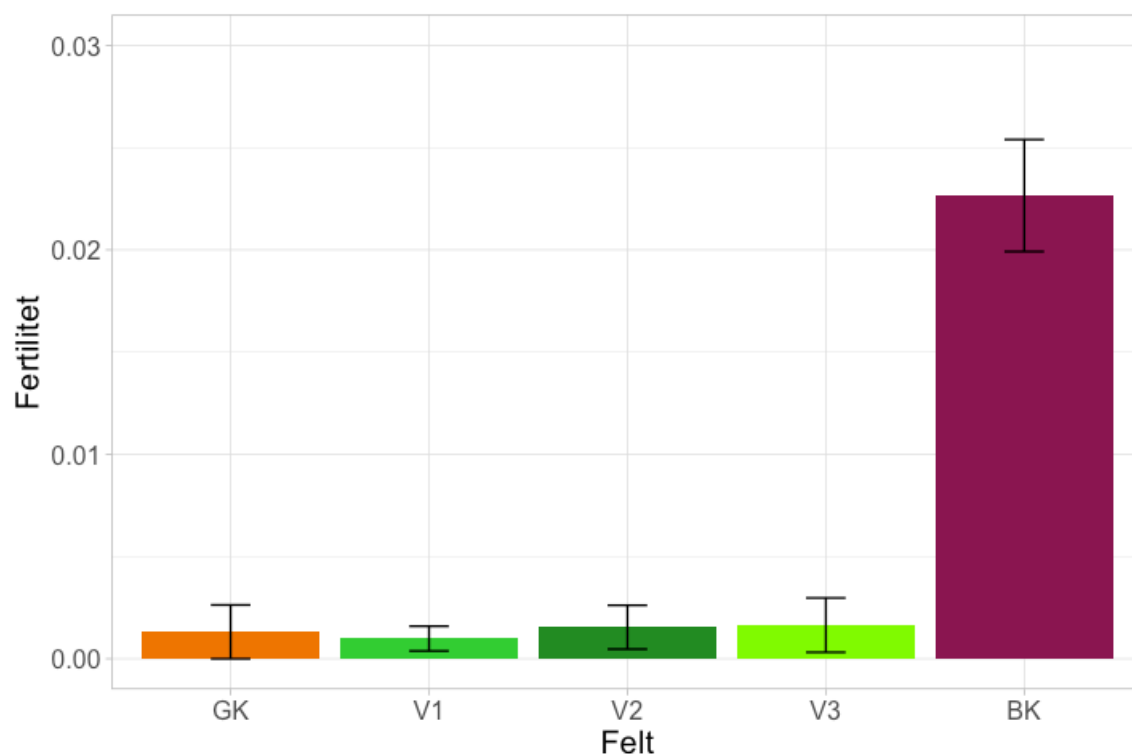
Når det gjelder tidspunkt for restaurering, var det ingen signifikante forskjeller mellom de ulike veteraniseringsdelfeltene, eller mellom de enkelte delfeltene og grankontrollen med hensyn på dekning av totalsjikt, feltsjikt, mosesjikt, busksjikt på områdenivå eller strø. Kronedekningen på områdenivå var signifikant lavere i V1 og V2 enn i grankontrollen, mens V3 hadde en dekning tilsvarende grankontrollen. Resultatene gjenspeiler en generell stigende gjennomsnittlig kronedekning i de ulike veteraniseringsdelfeltene fra mai til oktober (Fig. 18). Det var ingen signifikant forskjell i dekning av strø mellom noen av feltene.



Figur 18: Gjennomsnittlig dekning (%) av ulike vegetasjonssjikt i hvert (del)felt. Busksjikt på rutenivå er ekskludert pga. manglende dekning. V1, V2, V3: de ulike veteraniseringsdelfeltene. GK= grankontroll. BK= bjørkekontroll. Merk at skalaen for busksjikt på områdenivå og mose er mindre enn for andre sjiktdekninger.

Fertilitet

Det var ingen signifikant forskjell i dekning (i andel) av fertile planter mellom noen av veteraniseringsdelfeltene, eller veteraniseringsfeltet som helhet og grankontrollen (Tab. 10, fig. 19). Bjørkekontrollen hadde en signifikant høyere dekning av fertile planter enn både veteraniseringsfeltet og grankontrollen.



Figur 19: Gjennomsnittlig dekning (i andel) av fertile artet i ruter i ulike veteraniseringsdelfelt (V1, V2, V3: delfelt veteranisert i hhv. mai, august og oktober 2021) og kontrollområdene grankontroll (GK) og bjørkekontroll (BK). Error bars viser standardfeil.

Tabell 10: Fertilitet. χ^2 -verdi og p-verdi fra Kruskal–Wallis-test (KW) og Z-verdi og p-verdi fra Dunn's-test kjørt på sammenligninger av fertilitet mellom veteraniseringsfeltet (V), grankontrollen (BK) og bjørkekontrollen (BK) samt de ulike veteraniseringsdelfeltene (V1, V2, V3: delfelt veteranisert i hhv. mai, august og oktober 2021). Modell-raden inkluderer resultater fra KW, og resten er resultater fra Dunn's-test. Frihetsgrader for modell med tre felt er 2 og 4 ved fem (del)felt. Alle p-verdier er justert med Holm-metoden bortsett fra p-verdi for KW. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

Sammenligning	χ^2 -verdi (KW-test)	Z-verdi	P-verdi
Modell (V- BK- GK)	217,37		<0,001***
V-BK		-13,257	<0,001***
V-GK		0,838	0,402
BK-GK		10,742	<0,001***
Modell (V1 - V2 - V3 - BK - GK)	217,44		<0,001***
V1 - V2		-0,267	1,000
V1 - V3		-0,138	1,000
V2 - V3		0,137	0,891
V1 - BK		-10,534	<0,001***
V2 - BK		-9,45	<0,001***
V3 - BK		-10,374	<0,001***
V1 - GK		0,287	1,000
V2 - GK		0,537	1,000
V3 - GK		0,425	1,000
BK - GK		10,865	<0,001***

Diskusjon

Målet med denne studien i Junkerdalsura var å undersøke korttidseffekter av ulike restaureringstiltak på vegetasjon i granplantefelt som opprinnelig var fjellbjørkeskog. Resultatene fra de ubehandlede granplantefeltene og referanseområdene i fjellbjørkeskogen i Junkerdalsura understreker de store endringene som skjer ved treslagsskifte fra løvskog til granplantefelt. Det var ikke overraskende at det var større artsrikdom, total- og feltsjiktdekning og annerledes artssammensetning i bjørkekontrollen enn i grankontrollen, ettersom granplanting endrer strukturen i tresjiktet, samt mikroklima i skogbunnen dersom det plantes tett (Aarrestad et al., 2013). Videre endres jordsmonnet på grunn av det sure strølaget og lavere nedbrytningshastighet og gir et mer næringsfattig og surt jordsmonn, sammenlignet med løvskog, som igjen gir lavere artsdiversitet og annerledes vegetasjon (Aarrestad et al., 2013).

Hogst i de tidligere granplantefeltene i Junkerdalsura hadde ikke medført en like høy artsrikdom som i den stedegne bjørkeskogen, verken tre eller fire år etter. Riktignok var artssammensetningen i feltet hogd tre år før, i 2019 (H19), lik den stedegne bjørkeskogen. Derimot hadde feltet hogd fire år før, i 2018 (H18), en annen artssammensetning enn både H19, bjørkekontrollen og grankontrollen. Hypotese 1) om at begge hogde felt ville ha like kvaliteter som bjørkeskogen ble dermed delvis bekreftet, mens hypotese 2) om at feltet hogd i 2018 ville være mer lik bjørkeskogen enn H19 ble motbevist.

Veteraniseringsfeltet hadde verken fått høyere artsrikdom, dekning av feltsjikt eller en annen artssammensetning enn grankontrollen ett år etter restaurering og motbeviste dermed hypotese 3. Tidspunkt for veteranisering hadde ingen effekt på de ovennevnte parameterne og bekreftet hypotese 4. Forskjellene i vegetasjonssjikt lå hovedsakelig i kronedekning på områdenivå, hvor det var en økende gjennomsnittlig kronedekning jo senere delfeltene var restaurert, samt signifikant lavere kronedekning i delfeltene restaurert i mai (V1) og august (V2) enn i grankontrollen.

Å skulle sammenligne veteraniseringsmetoden og hogstmetoden med hverandre i denne studien er utfordrende ettersom det er ulike metoder gjort på ulike tidspunkt i granbestand av ulik alder. Hver restaureringsmetode diskuteres derfor først hver for seg, etterfulgt av samlede betraktninger mot slutten.

Hogst

At det tre og fire år etter hogst hadde blitt en annerledes artssammensetning, større artsrikdom og høyere dekning av total- og feltsjikt sammenlignet med grankontrollen vitner om raske endringer etter hogst. Raske endringer i type arter og artsrikdom 3-4 år etter ulike typer hogst i barskoger har også blitt funnet av blant annet Hannerz and Hånell (1997) og Heinrichs and Schmidt (2009). Økningen i artsrikdom etter hogst har ofte blitt forklart ved oppslaget av pionérarter, generalister, forstyrrelsestilpassede arter eller

konkurransedyktige arter (Heinrichs & Schmidt, 2009; Holl, 2002; Roberts & Zhu, 2002). I Junkerdalsura hadde særlig H18 en større tilstedeværelse av pionérarter, og det var hovedsakelig bringebær som dominerte store områder. Det var også noe oppslag av andre pionérarter som osp, hegg og krattnmjølke. H19 hadde flere generalister, som fugletelg, gullris, hengeving, myskegras, skogburkne, skogstjerne og skogstorkenebb. Samtidig fantes det i H19 også en del høgstaudearter som ballblom, enghumleblom, hvitbladtistel, mjødurt, sumphaukeskjegg og vendelrot. Resultatene fra Junkerdalsura støtter således funn fra sammenliknbare studier, bortsett fra at det i tillegg ble observert et betydelig oppslag av høgstaudearter i H19.

Likheten i artssammensetning mellom feltet hogd i 2019 og bjørkeskogen vitner om en svært rask gjenopprettelse av den stedegne floraen. Saure et al. (2013) fant også at det var likheter til artssammensetningen i stedegen bjørkeskog i vindfelte granplantasjer på Vestlandet allerede fire år etter vindfelling og uttak. Dette forklarer Saure et al. (2013) med at mange av de stedegne artene i bjørkeskogen er «vanlige generalister med brede økologiske nisjer». Som nevnt over kan det forklare noe av resultatene i H19, men ikke nødvendigvis høgstaudeartene. Videre kan kolonisering av bjørkeskogartene kan dessuten framskyndes gjennom korte avstander mellom restaureringsområdet og stedegen vegetasjon (French et al., 2008; Jacquemyn et al., 2003). Ettersom dette var tilfelle for feltene i Junkerdalsura er det ikke usannsynlig at dette har bidratt til raskere kolonisering. Til tross for lik artsrikdom mellom H19 og bjørkekontrollen, var fortsatt artsrikdommen lavere i H19. En forklaring kan være tilstedeværelsen av hogstavfall (greiner og topper, GROT) som kan ha skapt en fysisk (Hacker, 2004; Kardell, 1992) og kjemiske barriere for noen arter (Hagen-Thorn et al., 2004).

Det var uventet at feltet hogd i 2018 hadde en artssammensetning som var ulik både bjørkekontrollen og H19, ettersom dette feltet hadde lengst tid på å gjenopprette stedegen vegetasjon. Årsakene til dette kan være mange, men sentralt er hvordan områdene så ut opprinnelig. Det var variasjon i både treslag og mengde samt dimensjoner av gran i H19 før restaurering. Flybilder viser antydning til et større innslag av løvtrær i analyseområdene i H19 enn H18 før restaurering (Norgebilder, u.å.). Som følge av dette ble sannsynligvis hogd en større andel av tresjiktet i H18 enn H19, mens H19 hadde et større gjenværende tresjikt av bjørk etter hogst. Dette støttes ytterligere av at det kun var H19 som hadde like stor kronedekning som bjørkekontrollen, mens H18 hadde lavere kronedekning.

Løv fra de gjenværende bjørketrærne i H19 kan ha vært viktig for å fasilitere gjenopprettelsen av bjørkeskogvegetasjonen. Emmer et al. (1998) fant at introduksjon av bjørk i forringede granplantefelt og tidligere flatehogde granplantefelt i Tsjekkia, i det som opprinnelig var fjell-løvskog, ga en økning i pH, tilgjengelige plantenæringsstoffer og mer biologisk aktivitet i humuslaget. Dette reverserte dermed de negative effektene av gran, og la grunnlag for større biologisk mangfold. Siden at bjørka har en så stor effekt på de lokale forholdene kan den anses som en nøkkelart (Dubois et al., 2020). At bjørk har

hatt en positiv effekt på utviklingen av vegetasjonen i Junkerdalsura etter hogst er derfor svært sannsynlig.

Tresjiktdekningen er også viktig for sammensetningen av undervegetasjonen med hensyn på lystilgangen som er en viktig begrensende ressurs (Neufeld & Young, 2003). At det ikke var forskjell i plantenes fertilitet mellom ulike felt kan antyde at lystilgangen ikke var en begrensende ressurs, og at lystilgang i seg selv ikke har gitt en differensiert effekt mellom de to feltene. Fertilitet ble brukt som indikator på lystilgang fordi tilgangen på lys kan påvirke hvor mye ressurser en plante allokere til ulike plantedeler (McConnaughay & Coleman, 1999). Lavere lystilgang kan medføre at plantene bruker energien på vegetativ vekst for å produsere plantedeler som kan fange opp mer lys (stilker og blader), istedenfor reproduksjon (Kilkenny & Galloway, 2008). At dekningen av fertile planter generelt var liten i alle felt kan skyldes at det var for sent i sesongen til å fange opp alle artene som hadde produsert spredningsenheter. Videre er tresjiktdekningen også viktig for undervegetasjonen (Burke et al., 2008; Thomas et al., 1999) på grunn av effekten på mikroklima (De Frenne et al., 2013), for eksempel temperatur, vindutsatthet og luftfuktighet. Hvorvidt ulike mikroklima *direkte* kan ha forklart forskjellene mellom H18 og H19 er usikkert, da det finnes andre mer fremtredende påvirkningsfaktorer.

Ulik hogstintensitet kan ha påvirket artssammensetningen i H18 og H19 forskjellig. En større andel hogst i H18 kan indikere at feltet har gjennomgått en restaureringsprosess som i større grad likner en flatehogst, mens hogsten i H19 er mer lik en lukket hogstform som gruppehogst/selektiv hogst, hvor mye av tresjiktet bevarer. Tydelig dominans av den konkurransesterke pionérarten bringebær i H18 kontra H19 indikerer at hogstinnngrepet i H18 ga en større forstyrrelse og mer frigjort næring i H18. Dette er «symptomer» som er mer typisk for flatehogst enn lukkede hogstformer (Heinrichs & Schmidt, 2009), og ulike intensiteter av hogst kan dermed gi forskjellig utslag på vegetasjonen (Bergstedt & Milberg, 2001; Haeussler et al., 2002; Hannerz & Hånell, 1997; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001; Rydgren et al., 2004, men se Bock and Van Rees, 2002). Grad av hogst/forstyrrelse kan derfor bidra til å forklare den ulike artssammensetningen i H18 sammenlignet med de andre feltene. Hvorvidt GROT, som også kan ha en effekt på vegetasjon (Hacker, 2004; Kardell, 1992; Olsson & Staaf, 1995) har hatt en ulik effekt mellom felt er usikkert, ettersom det var utfordrende å kvantifisere hvor mye GROT som fantes i de ulike feltene.

En annen viktig faktor som kan ha påvirket forskjellene i artssammensetning mellom H18 og H19 er ulike fuktighetsforhold. Permanent kilde- og sigevann som er oksygen- og kalkrikt kan gi opphav til høgstaudevegetasjon (Artsdatabanken, u.å.). Ved naturtypekartlegging under feltarbeidet ble det registrert en større andel høgstaudeskog i bjørkekontrollen og H19 enn H18. Tidligere kartlegginger av naturtyper viste også at det var innslag av den tørrere naturtypen lågurt-bærlyngskog i H18, noe som ikke fantes i H19 (Naturbase, u.å.). Hvor stor påvirkning kildevann kan ha på suksessjonsprosessene i

skogvegetasjonen er tilsynelatende lite studert. Studier fra sub-tropiske og tropiske skoger viser at vanntilgang kan ha positive effekter på gjenopprettelse av biomasse (Poorter et al., 2016) og andre strukturelle egenskaper hos trærne (Poorter et al., 2021). Tørke, på den andre siden, har en negativ effekt på rekruttering, vekst og gjenopprettelsestid i sekundærskoger (Chazdon et al., 2005; Martínez-Ramos et al., 2018; Maza-Villalobos et al., 2013). Videre er pionérarter bedre tilpasset tørke enn sensuksjesjonsarter (Huston, 1994). Dominansen av bringebær, som for øvrig reagerer negativt på kildevannspåvirkning (Halvorsen, 2016), kan derfor indikere at det ble tørt og såpass mye forstyrrelse i H18 at forholdene var mest egnet for pionérarter. Videre, selv om mengde hogst nok kan forklare mye av forskjellene i utvikling av vegetasjon, kan samtidig resultatene fra Junkerdalsura og de ovennevnte studiene tyde på at gjenopprettelse av skog kan være rask i områder med kilde- og sivevannspåvirkning og kanskje raskere enn i områder med tørrere naturtyper.

Selv om H18 skilte seg ut fra de andre feltene, og per nå så ut til å bruke lenger tid på å oppnå referansetilstanden, er det likevel ikke usannsynlig at vegetasjonen endrer seg mot stedegen bjørkeskogvegetasjon etter hvert. Etter hvert som pionértrær, i dette tilfellet bjørk og osp, vokser seg større vil sannsynligvis de andre pionérartene gradvis forsvinne før en ny artssammensetning oppstår. I likhet med funnene til Emmer et al., (1998), vil bjørka når den senere vokser frem i H18 sannsynligvis bidra til å tilføre viktige plantenæringsstoffer når den eksessive næringen etter hogsten forsvinner, samt bidra til mer gunstige jordforhold, sammenlignet med granplantefeltet. Dette er trolig en fordel for utviklingen av den stedegne bjørkeskogvegetasjonen. Selv om det finnes relativt få langtidsstudier fra nord-europeiske skoger (Halme et al., 2013) har en global meta-analyse av ulike skogtyper sett at skoger har nådd referansetilstanden når det gjaldt artsdiversitet og artsrikdom innen ett tiår, ved hogst som metode etterfulgt av naturlig regenerering (Meli et al., 2017).

Basert på de foreløpige resultatene fra hogstene gjort i Junkerdalsura i 2019 og 2018 kan man se indikasjoner på at hogst av lav til middels intensitet kan være en rask og suksessfull restaureringsmetode i fjellbjørkeskogen. Bevaring av stedegent treslag i form av bjørk, samt fuktige forhold og nærhet til stedegen skog, kan være viktige faktorer i denne gjenopprettelsesprosessen, og bør tas i betraktning når man planlegger og vurderer å utføre et restaureringsprosjekt. Samtidig trengs det flere studier på de ulike faktorene og hvordan de har påvirket utviklingen av vegetasjon, og hvordan disse faktorene påvirker hverandre.

Veteranisering

I veteraniseringsfeltet, som også inkluderte noe felling men ikke tømmeruttak, ble det derimot ikke registrert noen endring i artssammensetning, artsrikdom eller dekning av de fleste vegetasjonssjiktene ett år etter veteranisering. Flere andre studier på lukkede hogstformer, som kan være sammenlignbare med tiltakene utført i veteraniseringsfeltet i Junkerdalsura, har heller ikke funnet endringer i artsrikdom og artssammensetning i gran-/barskoger ett år etter inngrep ble utført (Heinrichs & Schmidt, 2009; Hekkala et al., 2014; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001). Sistnevnte fant i tillegg en nedgang i dekning av planter etter lukket hogst. Derimot fant Hekkala et al. (2014) at etterligninger av vindfelling, til forskjell fra den lukkede hogsten, utløste en økning i artsrikdom ett år etter. I dette tilfellet hadde forstyrrelsen i jorda sannsynligvis har skapt flere ledige nisjer for nye plantearter (Hekkala et al., 2014). Videre fant Götmark et al. (2005) en økning i artsrikdom året etter lukket hogst i tempererte løv-/eikeskoger. Basert på disse studiene kan både skogtype og forstyrrelser av jordsmonnet bidra til å forklare vegetasjonens respons rett etter lukkede hogstformer. For åpne hogstformer som flatehogst ser man raske endringer ett år etter, ofte med en nedgang i enten dekning av planter eller artsrikdom (Hannerz & Hånell, 1997; Heinrichs & Schmidt, 2009; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001). Veteraniseringen i Junkerdalsura utløste dermed en respons som var mer lik ulike lukkede hogstformer, med lite endringer rett etter tiltaket. Selv om den gjennomsnittlige artsrikdommen ikke økte signifikant, ble det funnet 22 taksoner av planter mer totalt i veteraniseringsfeltet som helhet, samt 6-11 arter i hvert veteraniseringsdelfelt, som ikke fantes i grankontrollen. Noen av disse artene kan ha dukket opp som en konsekvens av restaureringen, som for eksempel grunnet økt lystilgang eller forstyrrelse i jordsmonnet. En annen mulig forklaring på forskjellene i artssammensetning mellom veteraniseringsfeltet og grankontrollen kan være variasjoner i fuktighet. For eksempel hadde delfeltet veteranisert i august (V2) mange ruter i nærheten av en bekk, og ellers fantes det noen fuktige partier med vannoppsamling som ikke ble observert i grankontrollen. Både restaureringen og fuktige områder kan derfor ha medført en noe større variasjon i habitater i veteraniseringsfeltet enn grankontrollen, og dermed resultert i flere ulike arter.

Videre kan det tenkes at terskelen for å måle en signifikant endring i undervegetasjonen forårsaket av større i lystilgang i utgangspunktet var relativt høy. Dette fordi boreale skoger kjennetegnes av naturlige forstyrrelser som påvirker lysmengden og mye av vegetasjonen er tilpasset periodiske og forbigående endringer i lystilgang (Hekkala et al., 2014; Rydgren et al., 2004). At det ikke var en større dekning av fertile planter i veteraniseringsfeltet enn grankontrollen kan også tyde på at endringer i kronedekningen og dermed tilgangen på lys var for liten til at det hadde en innvirkning på vegetasjonen. Samtidig, til tross for en lavere kronedekning i de to første restaureringsfeltene (V1, V2) sammenliknet med grankontrollen, er det ikke sikkert at det ekstra sollyset nådde vegetasjonen på bakken. Et viktig aspekt ved veteranisering sammenliknet med selektiv hogst var mangelen på uttak av trær. Det var under

feltarbeidet tydelig at veteraniseringen, inklusive felling, hadde resultert i læger (liggende død ved) og gadd (stående død ved). De tette forekomstene av læger og noe gadd kan derfor ha fortsatt å skape skygge omtrent på samme måte som et tett granplantefelt, og i tillegg fysisk blokkere habitater. Greiner og kvister kan også ha bidratt til dette (Hacker, 2004; Kardell, 1992; Olsson & Staaf, 1995). Særlig i de første årene etter hogst av granplantefelt kan den fysiske blokkeringseffekten av hogstavfallet være særlig stor (Kardell, 1992). Læger, gadd og GROT kan derfor være en viktig forklaring på hvorfor vegetasjonen ikke responderte på veteraniseringen, og antyder videre at veteranisering resulterer i en enda saktere tilbakeføringsprosess enn lukkede hogstformer.

En tendens til høyere kronedekning i delfelt veteranisert sent i sesongen sammenlignet med delfelt veteranisert tidlig, selv 9-14 måneder etter veteraniseringen, indikerer at trærne og dermed kronedekningen ikke hadde stabilisert seg etter inngrepet og at flere trær vil komme til å dø i årene fremover som følge av veteraniseringen. Dette kan enten bidra til en kontinuerlig blokkering av habitater, eller så vil den etter hvert svært lave kronedekningen bidra til at lyset likevel når bakken.

En jevn tilførsel av læger kan også bety en jevn tilførsel av strø. Dette kan ha en negativ påvirkning på utviklingen av mulig bjørkeskogvegetasjon. Et vedvarende strølag kan forhindre at vegetasjon etablerer seg (Morsing et al., 2020) og den negative effekten av granstrø kan bli mer forsterket jo tykkere strølaget er (Koorem et al., 2011). Strøet skaper en fysisk barriere for etablering og vekst av planter (Barbier et al., 2008) og fører til kjemiske endringer i jorda (Hagen-Thorn et al., 2004), noe som påvirker arter som ikke er tilpasset dette negativt. Dette gjelder særlig granstrø som kan ha mer negative effekter enn ulike typer løvstrø (Koorem et al., 2011). Veteraniseringsdelfeltene hadde generelt en stor dekning av strø (hovedsakelig 90-100% dekning i ruta), men dybde av strø mellom delfeltene ble ikke målt. Fjerning av strø kan motvirke den negative effekten (Morsing et al., 2020) og kan derfor være et mulig tiltak for å framskynde en endring i vegetasjonen.

Dekningen av mosesjiktet var høyere i grankontrollen og veteraniseringsfeltet enn i bjørkekontrollen, med unntak av delfeltet veteranisert i oktober. Den lave dekningen av mosesjiktet i bjørkekontrollen var ikke uventet, da mosene blir utkonkurreres i slike løvskoger. Dette er fordi bjørkeløvet fysisk blokkerer for mosene, i tillegg til å tilgjengeliggjøre plantenæring som heller favoriserer karplanter, og dermed utkonkurrerer mosene (Natalia et al., 2008). Mosene blir i mindre grad påvirket av strø fra grantrær siden barnåler ikke skaper en fysisk barriere for tilgang til lys eller nedbør (Hart & Chen, 2006). Mosene kan derfor etablere seg i granplantefelt som dette i Junkerdalsura, og samtidig få mindre konkurranse fra karplantene. Det er ikke klart hva som skyldes en lav dekning av mosesjiktet i delfeltet veteranisert i oktober (V3). Siden det ikke var forskjell i dekning av mosesjikt mellom delfeltene veteranisert i mai (V1) og august (V2) og grankontrollen, er ulikheten sannsynligvis ikke et resultat av veteraniseringen.

Kronedekningen var heller ikke forskjellig mellom grankontrollen og delfeltet veteranisert i oktober, og det er dermed lite sannsynlig at ulik lystilgang har hatt en effekt på dekingen.

Det er utfordrende å si noe mer om utviklingen til veteraniseringsfeltet fremover på grunn av få liknende studier. I likhet med H18 og H19, vil sannsynligvis nærheten til stedegen bjørkeskog også være en fordel i veteraniseringsfeltet, så lenge forholdene ligger til rette for kolonisering (jf. strølaget og ledige habitater). Det vil trolig ta lengre tid å gjenopprette bjørkeskogen enn om man hogger og fjerner tømmeret fra området umiddelbart, slik som i H18 og H19, men også antakelig lenger tid enn noen lukkede hogstformer. Det kan tenkes at vegetasjonen i veteraniseringsfeltet vil gjenopprettes raskere dersom noen av lægerne hadde blitt flyttet vekk fra selve feltet, slik at flere mulige habitater hadde blitt tilgjengelig og mer lys hadde blitt tilgjengelig for plantene. Men dette vil igjen være mer ressurskrevende å gjennomføre. En midlertidig konklusjon er derfor at veteranisering ikke er den optimale restaureringsmetoden for å gjenopprette vegetasjon dersom det er ønskelig med rask tilbakeføring av stedegen vegetasjon. Det er likevel viktig å fortsette å overvåke området fremover for å konkludere med sikkerhet. Død ved (Sverdrup-Thygeson et al., 2014) er dog viktig for artsmangfoldet i skogen og slik kan veteraniseringsfeltet i mellomtiden være en ressurs for vedlevende biller (Laubo, 2023). Gjenstående trestubber og læger kan tenkes å være et habitat for flere vedlevende arter og epifytter i flere år fremover (Humphrey et al., 2002; Pasanen et al., 2014). Ved å ta flere artsgrupper i betraktning kan dermed nytten av veteranisering de første årene øke.

Sammenligning av veteranisering og hogst

Per nå er det utfordrende å sammenligne resultatene fra hogstmetodene med veteraniseringsmetoden ettersom det er ulike metoder utført på forskjellige tidspunkt. Ved å overvåke områdene i årene fremover kan i større grad sammenligne effekten av hogst og veteranisering, da man kan undersøke begge metoder sin effekt på vegetasjonen et likt antall år etter restaurering. De fleste studier innen skogrestaurering fokuserer på korttidseffekter (Halme et al., 2013), noe som skaper et kunnskapshull når det gjelder de langsiktige effektene av ulike restaureringsmetoder. Langtidsstudier er derfor avgjørende for å kunne vurdere og sammenlikne vedvarende effekter av hogst og veteranisering. Man bør dog ta i betraktning at grana i H18 og H19 vs. veteraniseringsfeltet er plantet til ulike tidspunkt, noe som potensielt kan påvirke tiden for gjenoprettelse.

Fremover ville det vært særlig interessant å sammenligne effekten av veteranisering med den mest intensive hogstmetoden (H18) som ga en flatehogstlignende effekt på vegetasjonen. Ettersom flatehogst har en såpass stor effekt på økologiske prosesser og artssammensetningen i skogen (Aarrestad et al., 2013), ville det vært nyttig å vite om veteranisering vil være mer skånsomt for økosystemet som helhet

på sikt. Mer kunnskap om dette kan være særlig nyttig i de områdene hvor det ikke finnes et gjenværende kronedekke av stedegne treslag og dermed muligheter for å bruke en lukket hogstform.

Selv om det allerede tre år etter restaurering var lovende resultater med tanke på tilbakevendelse av stedegne bjørkeskogarter og større feltsjikt m.m., er det lite sannsynlig at denne «nye bjørkeskogen» allerede utfører alle de samme funksjonene og innehar de samme prosessene som finnes i den naturlige bjørkeskogen. Dette tar gjerne lenger tid (Gann, 2019). Videre er det ikke sikkert at restaurering kommer til å resultere i en slik fullstendig gjenopprettelse av økosystemet i det hele tatt (Crouzeilles et al., 2016), noe som understreker viktigheten av å bevare de intakte økosystemene man har, i tillegg til å restaurere de som allerede er forringet.

Hvis man vurderer restaureringsmetodene i Junkerdalsura på landskapsnivå kan det tenkes at en variasjon i metoder er en fordel fordi det skaper flere suksjonsstadier (Kozel et al., 2021), noe som gir habitat for flere ulike arter. Forskjellige metoder kan også gi ulik respons avhengig av artsgruppe, f.eks. mellom insekter og planter, som vist i dette studiet og Laubo (2023), samt Kozel et al. (2021). I Junkerdalsura har veteraniseringsfeltet, H18 og H19 til sammen, med sine ulike resultater, bidratt til ulike kvaliteter for ulike artsgrupper i landskapet.

Fremover vil det være viktig å følge opp med skjøtsel i restaureringsfeltene for å unngå ytterligere spredning ved naturlig foryngelse av gran, blant annet ved spredning fra det intakte granplantefeltet (Hanssen, 2003). Oppfølging vil også være viktig for å gi indikasjoner på om man må igangsette flere tiltak, dersom forhenværende metoder ikke er tilstrekkelige for å oppnå målet man har satt seg (Gann, 2019). I videre studier hadde det vært interessant å inkludere jordprøver, i håp om å kunne si noe om næringsinnhold og pH, som sannsynligvis kunne forklart mer av vegetasjonens respons på restaureringstiltakene. Registreringer av hva slags type strø (løv- eller granstrø) som finnes på bakken ville også vært nyttig for å kunne si mer om hvor lenge granstrøet i Junkerdalsura blir liggende, særlig i veteraniseringsfeltet, og dermed potensielt påvirker vegetasjonen etter restaurering. I tillegg hadde det vært nyttig å undersøke potensielle endringer i soppfloraen, da endringene i jordsmonnet ved treslagsskifte påvirker soppsamfunnet, inkludert samspillet mellom sopprot (mykorrhiza) og høyere planter, som igjen påvirker plantesamfunnet (Aarrestad et al., 2013). Hvordan de individuelle planteartene responderte hadde også vært nyttig å vite mer om for å si noe om påvirkningen av restaurering på vanlige vs. sjeldnere planter, samt planter med ulike livsstrategier, jamfør Grime (2006). Dette studiet understreker videre viktigheten av å etablere kontrollruter allerede før man begynner restaureringen. Spesielt i områder med heterogene forhold er dette viktig for å kunne uttale seg om vegetasjonsendringer med større sikkerhet.

Konklusjon

Resultatene fra Junkerdalsura indikerer at stedegen fjellbjørkeskogvegetasjon har potensiale for å gjenopprettes etter påvirkning fra granplanting. Delvis/selektiv hogst med uttak av tømmer som restaureringsmetode kan være rask og suksessfullt der hvor de lokale forhold legger til rette for det. Et gjenværende tresjikt av bjørk samt kilde- og sigevannspåvirkning ser ut til å være en fordel for gjenopprettelse av den stedegne vegetasjonen. Når det gjelder veteranisering som restaureringsmetode for vegetasjon, er det for tidlig å si hvordan den egner seg. Sannsynligvis er veteranisering en tregere metode enn de fleste hogstformer med uttak, men trolig påvirker veteranisering økosystemet annerledes. For vedlevende biller kan veteraniseringsmetoden likevel være en ressurs nokså kort tid etter veteranisering, og på landskapsnivå kan en kombinasjon av restaureringsmetoder være fordelaktig for å skape større habitatvariasjon. For å kunne evaluere suksessen av restaureringen mer helhetlig er det viktig å følge opp områdene framover da en periode på 3-4 år sannsynligvis ikke fanger opp alle effekter av restaureringstiltakene. En oppfølging vil også muliggjøre en underveisvurdering og en eventuell justering av restaureringstiltakene. Dette studiet i Junkerdalsura naturreservat bidrar til en større kunnskapsbase rundt restaurering av boreale fjellbjørkeskoger, inkludert ulike faktorer som kan påvirke gjenopprettelse av stedegen vegetasjon. Resultatene kan være nyttig ved utførelse og planlegging av restaurering av andre boreale løvskoger påvirket av granplanting.

Litteraturliste

- Artsdatabanken. (2018). *Fremmedartslista 2018*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>.
- Artsdatabanken. (2021). *Norsk rødliste for arter 2021*. Tilgjengelig fra: <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021>.
- Artsdatabanken. (u.å). *Høgstaudekog*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/238109/hoegstaudekog> (hentet: 20.02).
- Barbier, S., Gosselin, F. & Balandier, P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—A critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 254 (1): 1-15. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038>.
- Bengtsson, V., Wheater, P. & Natura, P. (2021). The effects of veteranisation of *Quercus robur* after eight years. *Länsstyrelsen Östergötland report 2021*, 13.
- Bergstedt, J. & Milberg, P. (2001). The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 154 (1-2): 105-115. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00642-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00642-3).
- Bock, M. D. & Van Rees, K. C. (2002). Forest harvesting impacts on soil properties and vegetation communities in the Northwest Territories. *Canadian Journal of Forest Research*, 32 (4): 713-724. doi: <https://doi.org/10.1139/x02-014>.
- Brockerhoff, E. G., Barbaro, L., Castagneyrol, B., Forrester, D. I., Gardiner, B., González-Olabarria, J. R., Lyver, P. O. B., Meurisse, N., Oxborough, A. & Taki, H. (2017). *Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services*, 26: Springer. pp. 3005-3035.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M., Bolker, B. M. (2017). *glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling*. The R Journal, 9(2), 378-400. doi: <https://doi.org/10.32614/RJ-2017-066>.
- Brun-Jenssen, C. (2014). *Forvaltningsplan for Junkerdalsura naturreservat. Saltdal kommune, Nordland.*: Fylkesmannen i Nordland. Tilgjengelig fra: <https://www.statsforvalteren.no/nb/Nordland/Miljo-og-klima/Verneomrader/Forvaltningsplaner-for-verneomrader/Forvaltningsplan-for-Junkerdalsura-naturreservat/>.
- Bryn, A. & Naas, A. E. (2021). *Feltveileder for kartlegging av terrestrisk naturvariasjon etter NiN (2.3) – tilpasset målestokk 1:5 000 og 1:20 000*: Artsdatabanken.
- Bryn, A., Bekkby, Trine., Dervo, Børre., Dolan, Margaret., & Halvorsen, Rune. (2020). *Hovedveileder for feltbasert kartlegging av terrestrisk, limnisk og marin naturvariasjon etter NiN. utgave 1, kartleggingsveileder nr 1*: Artsdatabanken, Trondheim.
- Burke, D. M., Elliott, K. A., Holmes, S. B. & Bradley, D. (2008). The effects of partial harvest on the understory vegetation of southern Ontario woodlands. *Forest Ecology and Management*, 255 (7): 2204-2212. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.12.032>.
- Chazdon, R. L., Redondo Brenes, A. & Vilchez Alvarado, B. (2005). Effects of climate and stand age on annual tree dynamics in tropical second-growth rain forests. *Ecology*, 86 (7): 1808-1815. doi: <https://doi.org/10.1890/04-0572>.
- Convention on Biological Diversity. (2022). *Nations Adopt Four Goals, 23 Targets for 2030 In Landmark UN Biodiversity Agreement*: UN convention on Biological Diversity.
- Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature communications*, 7 (1): 1-8.
- De Frenne, P., Rodríguez-Sánchez, F., Coomes, D. A., Baeten, L., Verstraeten, G., Vellend, M., Bernhardt-Römermann, M., Brown, C. D., Brunet, J. & Cornelis, J. (2013). Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (46): 18561-18565. doi: <https://doi.org/10.1073/pnas.131119011>.
- Dubois, H., Verkasalo, E. & Claessens, H. (2020). Potential of birch (*Betula pendula* Roth and *B. pubescens* Ehrh.) for forestry and forest-based industry sector within the changing climatic and socio-economic context of Western Europe. *Forests*, 11 (3): 336. doi: <https://doi.org/10.3390/f11030336>.
- Emmer, I. M., Fanta, J., Kobus, A. T., Kooijman, A. & Sevink, J. (1998). Reversing borealization as a means to restore biodiversity in Central-European mountainforests—an example from the Krkonoše Mountains, Czech Republic. *Biodiversity & Conservation*, 7: 229-247. doi: <https://doi.org/10.1023/A:1008840603549>.
- Etnestad, H. (2018). *Skjøtselsprosjekt Junkerdalsura naturreservat*. Internt dokument.

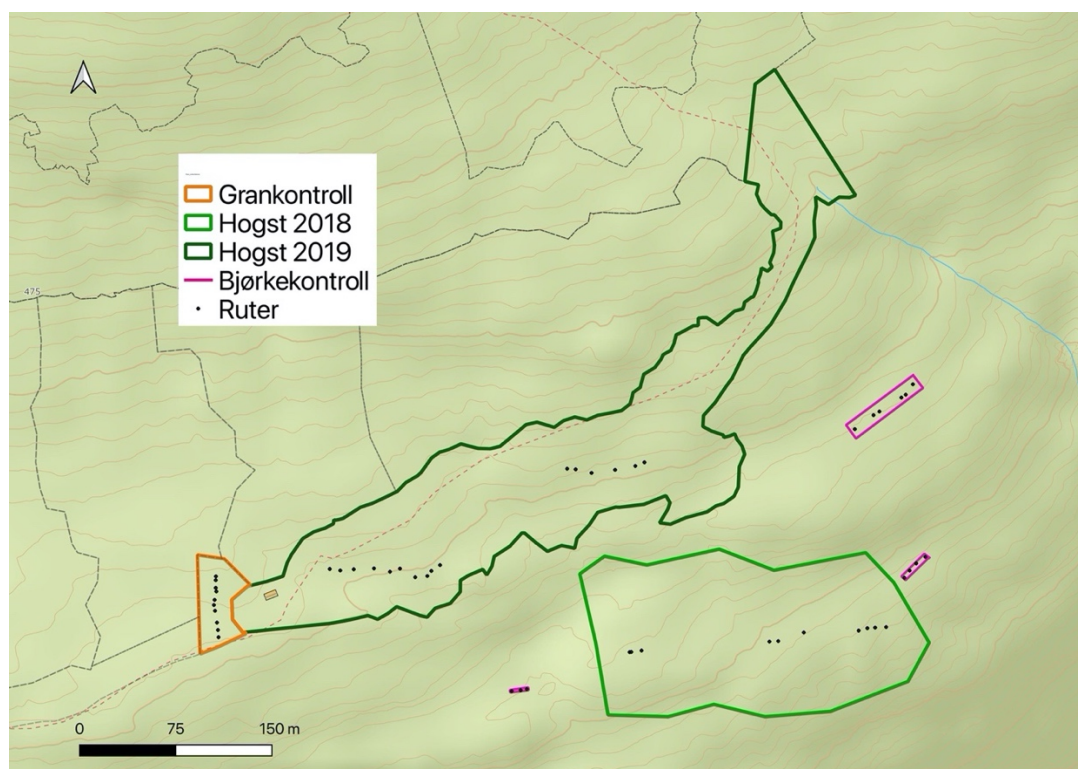
- Etnestad, H. (2019). *Konkurransegrunnlag 2019: Restaureringsprosjekt/uttak av plantet norsk gran i Junkerdalsura naturreservat, Saltdal kommune, Nordland*. Internt dokument.
- Food and agriculture organization of the United Nations. (u.å). *Forests*. Tilgjengelig fra: <https://www.decadeonrestoration.org/types-ecosystem-restoration/forests> (hentet: 21.01.2023).
- Framstad, E., Gaarder, G., Hofton, T. H., Jordal, J. B., Klepsland, J. T. & Reiso, S. (2008). Boreale lauvskoger i Norge. Naturverdier og udekket vernebehov. *NINA rapport*.
- French, L. J., Smith, G. F., Kelly, D. L., Mitchell, F. J., O'Donoghue, S., Iremonger, S. F. & McKee, A.-M. (2008). Ground flora communities in temperate oceanic plantation forests and the influence of silvicultural, geographic and edaphic factors. *Forest Ecology and Management*, 255 (3-4): 476-494. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.014>.
- Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., Hallett, J. G., Eisenberg, C., Guariguata, M. R., Liu, J., et al. (2019). International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. *Restoration Ecology*, 27 (S1): S1-S46. doi: <https://doi.org/10.1111/rec.13035>.
- Grime, J. P. (2006). *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*: John Wiley & Sons.
- Götmark, F., Paltto, H., Nordén, B. & Götmark, E. (2005). Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management*, 214 (1-3): 124-141. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.052>.
- Hacker, J. J. (2004). *Effects of logging residue removal on forest sites: a literature review*: West Central Regional Planning Commission.
- Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y. & Kranabetter, J. (2002). Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva fennica*, 36 (1). doi: 10.14214/sf.565.
- Hagen-Thorn, A., Callesen, I., Armolaitis, K. & Nihlgård, B. (2004). The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest ecology and management*, 195 (3): 373-384. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.02.036>.
- Halldórsson, G., Oddsdóttir, E. & Sigurdsson, B. (2008). *Effects of afforestation on ecosystems, landscape and rural development*.
- Halme, P., Allen, K. A., Auniņš, A., Bradshaw, R. H., Brūmelis, G., Čada, V., Clear, J. L., Eriksson, A.-M., Hannon, G. & Hyvärinen, E. (2013). Challenges of ecological restoration: lessons from forests in northern Europe. *Biological Conservation*, 167: 248-256. doi: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.08.029>.
- Halvorsen, R., Bendiksen, E., Bratli, H., Moen, A., Norderhaug, A., & Øien, D.-I. (2016). *NiN natursystem versjon 2.1.1. Artstabeller og annen tilrettelagt dokumentasjon for variasjonen langs viktige LKM*, Natur i Norge, Artikkel 9 (versjon 2.1.1): 1–125.: Artsdatabanken.
- Hannerz, M. & Hånell, B. (1997). Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest ecology and management*, 90 (1): 29-49. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03858-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03858-3).
- Hanssen, K. H. (2003). Natural regeneration of *Picea abies* on small clear-cuts in SE Norway. *Forest Ecology and Management*, 180(1-3): 199-213. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00610-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00610-2).
- Hart, S. A. & Chen, H. Y. (2006). Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 25 (4): 381-397. doi: <https://doi.org/10.1080/07352680600819286>.
- Hartig, F. (2022). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. R package version 0.4.6, <<https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA>>.
- Heinrichs, S. & Schmidt, W. (2009). Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management*, 258 (5): 667-678. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.037>.
- Hekkala, A.-M., Tarvainen, O. & Tolvanen, A. (2014). Dynamics of understory vegetation after restoration of natural characteristics in the boreal forests in Finland. *Forest Ecology and Management*, 330: 55-66. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.07.001>.
- Holl, K. D. (2002). Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology*, 39 (6): 960-970. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00767.x>.
- Humphrey, J. W., Davey, S., Peace, A. J., Ferris, R. & Harding, K. (2002). Lichens and bryophyte communities of planted and semi-natural forests in Britain: the influence of site type, stand structure and deadwood. *Biological conservation*, 107 (2): 165-180. doi: [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00057-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00057-5).
- Huston, M. A. (1994). *Biological diversity: the coexistence of species*: Cambridge University Press.
- IPBES. (2019). *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*. I S. Díaz, J. S., E. S. Brondízio, H. T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K. A. Brauman, S. H. M. Butchart, K. M. A. Chan, L. A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G. F. Midgley, P.

- Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y. J. Shin, I. J. Visseren-Hamakers, K. J. Willis, and C. N. Zayas (ed.), 3947851138. IPBES secretariat, Bonn, Germany.
- Jacquemyn, H., Butaye, J. & Hermy, M. (2003). Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology*, 11 (4): 417-423. doi: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.rec0237.x>.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. (2001). Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, 146 (1-3): 25-34. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00446-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00446-1).
- Jansson, G. (2023). *Veteranisering av ek (Quercus robur): Effekten på artrikedomen av lavar efter tio år*.
- Kardell, L. (1992). *Vegetationsförändring, plantetablering samt bärproduktion efter stubb-och riståkt*: Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig landskapsvard.
- Kilkenny, F. F. & Galloway, L. F. (2008). Reproductive success in varying light environments: direct and indirect effects of light on plants and pollinators. *Oecologia*, 155: 247-255. doi: <https://doi.org/10.1007/s00442-007-0903-z>.
- Koorem, K., Price, J. N. & Moora, M. (2011). Species-specific effects of woody litter on seedling emergence and growth of herbaceous plants. *PLoS One*, 6 (10): e26505. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0026505>.
- Kozel, P., Sebek, P., Platek, M., Benes, J., Zapletal, M., Dvorsky, M., Lanta, V., Dolezal, J., Bace, R. & Zbuzek, B. (2021). Connectivity and succession of open structures as a key to sustaining light-demanding biodiversity in deciduous forests. *Journal of Applied Ecology*, 58 (12): 2951-2961. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14019>.
- Kruskal, J. B. (1964). Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika*, 29 (1): 1-27.
- Kuuluvainen, T. & Aakala, T. (2011). Natural forest dynamics in boreal Fennoscandia: a review and classification. *Silva Fennica*, 45 (5): 823-841.
- Laubo, L. (2023). *Skogrestaurering i Junkerdalsura naturreservat: effekter på vedlevende biller [Masteroppgave]*. Brage: Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).
- Lepš, J. & Šmilauer, P. (2003). *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*: Cambridge university press.
- Lid, J., Lid, Dagny Tande., (2005). *Norsk flora*. 7. ed.: Det Norske Samlaget.
- Máliš, F., Ujházy, K., Vodálová, A., Barka, I., Čaboun, V. & Sitková, Z. (2012). The impact of Norway spruce planting on herb vegetation in the mountain beech forests on two bedrock types. *European Journal of Forest Research*, 131 (5): 1551-1569. doi: <https://doi.org/10.1007/s10342-012-0624-7>.
- Marshall, A., Banin, L. F., Pfeifer, M., Waite, C., Rakotonarivo, S., Chomba, S. & Chazdon, R. (2022). Understanding forest landscape restoration: reinforcing scientific foundations for the UN Decade on Ecosystem Restoration: Philosophical Transactions of the Royal Society B, Vol 378, Iss 1867. *Royal Society of London. Philosophical Transactions B. Biological Sciences*, 378 (1867).
- Marshall, A. R., Waite, C. E., Pfeifer, M., Banin, L. F., Rakotonarivo, S., Chomba, S., Herbohn, J., Gilmour, D. A., Brown, M. & Chazdon, R. L. (2023). *Fifteen essential science advances needed for effective restoration of the world's forest landscapes*, 378, 1867: The Royal Society. p. 20210065.
- Martínez-Ramos, M., Balvanera, P., Villa, F. A., Mora, F., Maass, J. M. & Méndez, S. M.-V. (2018). Effects of long-term inter-annual rainfall variation on the dynamics of regenerative communities during the old-field succession of a neotropical dry forest. *Forest Ecology and Management*, 426: 91-100. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.048>.
- Maza-Villalobos, S., Poorter, L. & Martínez-Ramos, M. (2013). Effects of ENSO and temporal rainfall variation on the dynamics of successional communities in old-field succession of a tropical dry forest. *PLoS One*, 8 (12): e82040. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0082040>.
- McConnaughay, K. & Coleman, J. (1999). Biomass allocation in plants: ontogeny or optimality? A test along three resource gradients. *Ecology*, 80 (8): 2581-2593. doi: [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1999\)080\[2581:BAIPOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1999)080[2581:BAIPOO]2.0.CO;2).
- Meli, P., Holl, K. D., Rey Benayas, J. M., Jones, H. P., Jones, P. C., Montoya, D. & Moreno Mateos, D. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos one*, 12 (2): e0171368. doi: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0171368>.
- Menkis, A., Redr, D., Bengtsson, V., Hedin, J., Niklasson, M., Nordén, B. & Dahlberg, A. (2022). Endophytes dominate fungal communities in six-year-old veteranisation wounds in living oak trunks. *Fungal Ecology*, 59: 101020. doi: <https://doi.org/10.1016/j.funeco.2020.101020>.
- Miljødirektoratet. (u.å). *Naturbase kart*.
- Moen, A. & Odland, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: vegetasjon*: Statens kartverk.

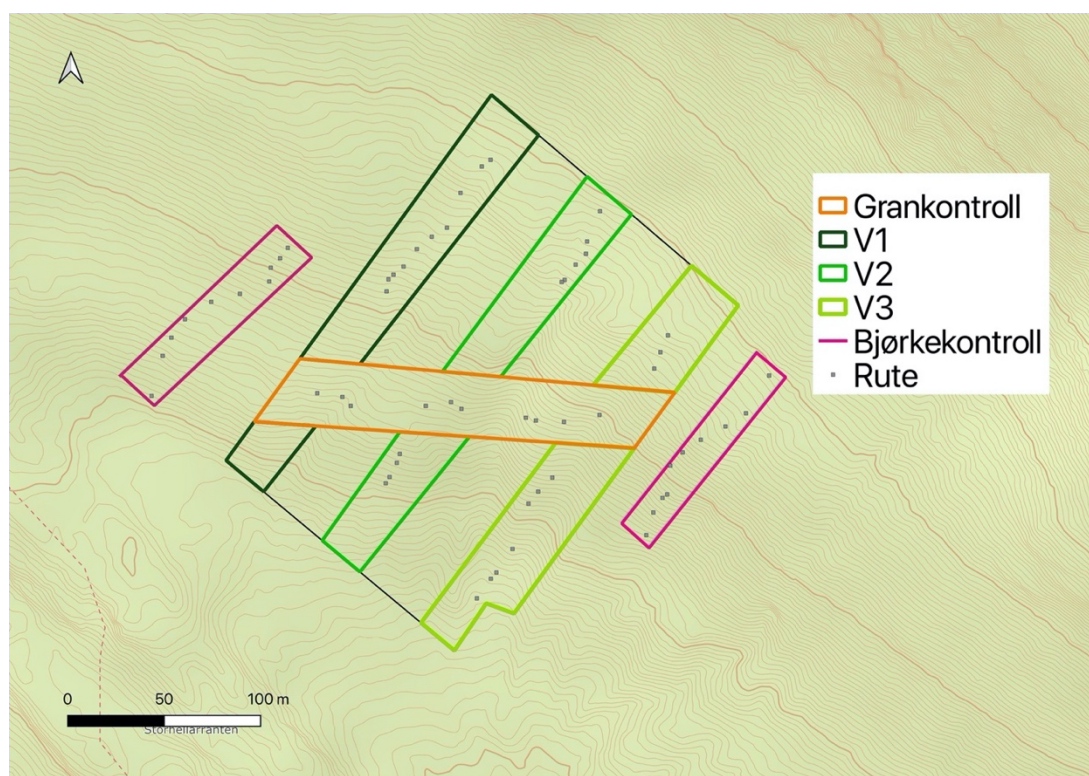
- Morsing, J., Kepfer-Rojas, S., Baastrup-Spohr, L., Rodriguez, A. L. & Raulund-Rasmussen, K. (2020). Litter legacy after spruce plantation removal hampers initial vegetation establishment. *Basic and applied ecology*, 42: 4-14. doi: <https://doi.org/10.1016/j.baec.2019.11.006>
- Mosseberg, B. & Stenberg, L. (2018). *Nordens flora*: Gyldendal Norsk Forlag AS.
- Natalia, S., Lieffers, V. J. & Landhäusser, S. M. (2008). Effects of leaf litter on the growth of boreal feather mosses: implication for forest floor development. *Journal of vegetation science*, 19 (2): 253-260. doi: <https://doi.org/10.3170/2008-8-18367>.
- Naturbase. (u.å.). *Naturbase kart. Kartlag: kartleggingsenheter -NiN*. Naturbase: Miljødirektoratet.
- Neufeld, H. S. & Young, D. R. (2003). Ecophysiology of the herbaceous layer in temperate deciduous forests. *The herbaceous layer in forests of eastern North America*: 38-90.
- Norgebilder. (n.d.). *Saltfjellet 2014*. Flyfoto. Norgebilder.no
- Norges geologiske undersøkelse. (u.å.). *Berggrunn*. Norges geologiske undersøkelse: ngu.no/geologiske-kart.
- Ogle, D. H., Doll, J. C., Wheeler, A. P., Dinno, A. (2023). *FSA: Simple Fisheries Stock Assessment Methods*. Rpackage version 0.9.4, <<https://CRAN.R-project.org/package=FSA>>.
- 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., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro, C. E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.6-4, <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>
- Olsson, B. A. & Staaf, H. (1995). Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology*: 640-654. doi: <https://doi.org/10.2307/2404659>.
- Pasanen, H., Junninen, K. & Kouki, J. (2014). Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management*, 312: 92-100. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.10.018>.
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H., Broadbent, E. N. & Chazdon, R. L. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530 (7589): 211-214.
- Poorter, L., Craven, D., Jakovac, C. C., van der Sande, M. T., Amissah, L., Bongers, F., Chazdon, R. L., Farrior, C. E., Kambach, S. & Meave, J. A. (2021). Multidimensional tropical forest recovery. *Science*, 374 (6573): 1370-1376. doi: <http://10.1126/science.abh3629>.
- R Core Team (2022). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Roberts, M. R. & Zhu, L. (2002). Early response of the herbaceous layer to harvesting in a mixed coniferous–deciduous forest in New Brunswick, Canada. *Forest Ecology and Management*, 155 (1-3): 17-31. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00544-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00544-8).
- Rydgren, K., Økland, R. H. & Hestmark, G. (2004). Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. *Ecology*, 85 (7): 1906-1915. doi: <https://doi.org/10.1890/03-0276>.
- Salvador, E. (2018). UN Decade of Ecosystem Restoration 2021 – 2030: Initiative proposed by El Salvador with the Support of Countries from the Central American Integration System (SICA) - Concept Note. doi: <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/26027>.
- Saure, H. I., Vetaas, O. R., Odland, A. & Vandvik, V. (2013). Restoration potential of native forests after removal of *Picea abies* plantations. *Forest Ecology and Management*, 305: 77-87. doi: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.05.032>.
- Spiecker, H. (2003). Silvicultural management in maintaining biodiversity and resistance of forests in Europe—temperate zone. *Journal of Environmental Management*, 67 (1): 55-65. doi: [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00188-3](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00188-3).
- Svensson, J., Mikusiński, G., Bubnicki, J. W., Andersson, J. & Jonsson, B. G. (2023). Boreal Forest Landscape Restoration in the Face of Extensive Forest Fragmentation and Loss. In *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management*, pp. 491-510: Springer.
- Sverdrup-Thygeson, A., Gustafsson, L. & Kouki, J. (2014). Spatial and temporal scales relevant for conservation of dead-wood associated species: current status and perspectives. *Biodiversity and conservation*, 23: 513-535. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-014-0628-3>.
- Thomas, S. C., Halpern, C. B., Falk, D. A., Liguori, D. A. & Austin, K. A. (1999). Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological applications*, 9 (3): 864-879. doi: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0864:PDIMFU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0864:PDIMFU]2.0.CO;2).
- Wickham H, François R, Henry L, Müller K, Vaughan D (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. R package version 1.1.2, <<https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>>.
- Wickham H, Vaughan D, Girlich M (2023). *tidyr: Tidy Messy Data*. R package version 1.3.0, <<https://CRAN.R-project.org/package=tidyr>>.

- Zerbe, S. (2002). Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 167 (1): 27-42. doi: [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00686-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00686-7).
- Øyen, B.-H. & Nygård, P. H. (2007). *Afforestation in Norway—effects on wood resources, forest yield and local economy*. AFFORDNORD conference, Reykholt, Island, pp. 334-342.
- Øyen, B.-H. & Nygård, P. H. (2020). *Naturlig utbredelse av gran i Norge*. NIBIO. <https://hdl.handle.net/11250/2679833>
- Aarrestad, P. A., Bendiksen, E., Bjerke, J. W., Brandrud, T. E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O. E. (2013). Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng.
- Aarrestad, P. A., Myking, T., Stabbetorp, O. E. & Tollefsrud, M. M. (2014). Foreign Norway spruce (*Picea abies*) provenances in Norway and effects on biodiversity.

Vedlegg



Vedlegg 1: Plassering av ruter i H18 (Hogst 18) og H19 (Hogst 19) med kontrollområdene grankontrollen og bjørkekontrollen. Kart laget i QGIS (QGIS Development Team, 2023).



Vedlegg 2: Plassering av ruter i veteraniseringsfeltet (V1, V2, V3) og grankontrollen og bjørkekontrollen. Kart laget i QGIS (QGIS Development Team, 2023).

Vedlegg 3: Sjøktdekninger. χ^2 -verdi og p-verdi fra Kruskal–Wallis-test (KW) og Z-verdi og p-verdi fra Dunn's-test Kruskal–Wallis-test (KW) og Dunn's-test kjørt på sammenligninger av ulike sjøkt mellom feltet hogd i 2018 (H18) og 2019 (H19), og kontrollområdene grankontroll (BK) og bjørkekontroll (BK). «Modell»-raden inkluderer resultater fra KW-, og resten er resultater fra Dunn's-test. Det er 3 frihetsgrader for alle KW-testene. Alle p-verdier er justert etter Holm-metoden bortsett fra KW. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

Modell/Sammenligning	χ^2 -verdi (KW-test)	Z-verdi	P-verdi
Totalsjøkt			
Modell (BK - GK - H18 - H19)	26,33		<0,001***
BK - GK		4,647	<0,001 ***
BK - H18		-0,013	0,990
GK - H18		-4,266	<0,001 ***
BK - H19		1,578	0,344
GK - H19		-3,387	0,003 ***
H18 - H19		1,427	0,307
Feltsjøkt			
Modell (BK - GK - H18 - H19)	26,48		<0,001***
BK - GK		4,671	<0,001 ***
BK - H18		0,013	0,990
GK - H18		-4,264	<0,001 ***
BK - H19		1,631	0,309
GK - H19		-3,364	0,003 ***
H18 - H19		1,448	0,295
Mosesjøkt			
Modell (BK - GK - H18 - H19)	6,34		0,092
Kronedekning rutenivå			
Modell ((BK - GK - H18 - H19)	17,884		<0,001***
BK - GK		-1,521	0,257
BK - H18		2,866	0,021 *
GK - H18		4,097	<0,001 ***
BK - H19		1,041	0,298
GK - H19		2,551	0,043 *
H18 - H19		-2,05	0,121
Kronedekning områdenivå			
Modell (BK - GK - H18 - H19)	26,629		<0,001***
BK - GK		-2,494	0,038 *
BK - H18		2,736	0,025 *
GK - H18		4,866	<0,001 ***
BK - H19		1,435	0,151
GK - H19		3,902	<0,001 ***
H18 - H19		-1,525	0,255
Busksjøkt rutenivå			
Modell (BK - GK - H18 - H19)	15,275		0,002**
BK - GK		0	1,000

BK - H18		-3,376	0,004 ***
GK - H18		-3,198	0,005 ***
BK - H19		0	1,000
GK - H19		0	1,000
H18 - H19		3,503	0,003 ***
Busksjikt områdenivå			0,032*
Modell (BK - GK - H18 - H19)	8,79		
BK - GK		1,535	0,375
BK - H18		-0,948	0,686
GK - H18		-2,3	0,107
BK - H19		1,729	0,335
GK - H19		0	1,000
H18 - H19		2,536	0,067
Strø			
Modell (BK - GK - H18 - H19)	19, 285		<0,001***
BK - GK		-0,512	1,000
BK - H18		3,375	0,003 ***
GK - H18		3,654	0,001 ***
BK - H19		-0,576	1,000
GK - H19		0	1,000
H18 - H19		-4,029	<0,001 ***

Vedlegg 4: Sjukteknninger. χ^2 -verdi og p-verdi fra Kruskal–Wallis-test (KW) og Z-verdi og p-verdi fra Dunn's-test Kruskal–Wallis-test (KW) og Dunn's test kjørt på sammenligninger av ulike sjikt mellom veteraniseringsfeltet som helhet (V) og kontrollområdene grankontrollen (BK) og bjørkekontrollen (BK). «Modell»-raden inkluderer resultater fra KW, og resten er resultater fra Dunn's-test. Frihetsgrader for KW er 2. Busksjikt på rutenivå ble ikke testet på grunn av for liten dekning. Alle p-verdier justert med Holm-metoden bortsett fra KW. * $p < 0,05$, **: $p < 0,01$, ***: $p \leq 0,001$.

Modell/Sammenligning	χ^2 -verdi (KW-test)	Z-verdi	P-verdi
Totalsjikt			
Modell (V - BK - GK)	35,621		<0,001***
V - BK		-5,538	<0,001 ***
V- GK		0,267	0,790
BK - GK		4,44	<0,001 ***
Feltsjikt			
Modell (V - BK - GK)	41,801		<0,001***
V - BK		-5,718	<0,001 ***
V- GK		0,954	0,340
BK - GK		5,23	<0,001 ***
Kronedekning rutenivå			
Modell (V - BK - GK)	8,2391		0,016*
V - BK		-2,831	0,014 *
V- GK		-0,515	0,607
BK - GK		1,664	0,192
Kronedekning områdenivå			
Modell (V - BK - GK)	13,852		0,001***
V - BK		-2,664	0,015 *
V- GK		-3,348	0,002 ***
BK - GK		-1,171	0,242
Busksjikt områdenivå			
Modell (V - BK - GK)	39,894		<0,001***
V - BK		-5,96	<0,001 ***
V- GK		0	1,000
BK - GK		4,505	<0,001 ***
Strø			
Modell (V - BK - GK)	2,261		0,323

Vedlegg 5: Kruskal–Wallis -test (KW) og Dunn's test kjørt på sammenligninger av ulike sjikt mellom de ulike veteraniseringsdelfeltene V1, V2, V3, veteranisert i hhv. mai, august og oktober. Kontrollområdene er grankontrollen (BK) og bjørkekontrollen (BK). «Modell»-raden inkluderer resultater fra KW, og resten er resultater fra Dunn's-test. Frihetsgrader for KW er 4. Busksjikt på rutenivå ble ikke testet på grunn av for liten dekning. Alle p-verdier justert med Holm-metoden bortsett fra KW. * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p \leq 0,001$.

Modell/Sammenligning	χ^2 -verdi (KW-test)	Z-verdi	P-verdi
Totalsjikt			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	40,03		<0,001***
BK - GK		4,44	<0,001 ***
BK - V1		3,659	0,002 ***
GK - V1		-0,676	0,998
BK - V2		2,925	0,024 *
GK - V2		-1,045	1,000
V1 - V2		-0,408	0,683
BK - V3		5,534	<0,001 ***
GK - V3		0,948	1,000
V1 - V3		1,624	0,522
V2 - V3		1,939	0,315
Feltsjikt			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	42,325		<0,001***
BK - GK		5,23	<0,001 ***
BK - V1		4,255	<0,001 ***
GK - V1		-0,845	1,000
BK - V2		3,586	0,002 ***
GK - V2		-1,108	1,000
V1 - V2		-0,311	0,755
BK - V3		4,75	<0,001 ***
GK - V3		-0,415	1,000
V1 - V3		0,429	1,000
V2 - V3		0,716	1,000
Mosesjikt			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	21,398		<0,001***
BK - GK		-3,064	0,017 *
BK - V1		-3,446	0,005 ***
GK - V1		-0,33	1,000
BK - V2		-3,473	0,005 ***
GK - V2		-0,56	1,000
V1 - V2		-0,249	0,803
BK - V3		-1,136	1,000
GK - V3		1,67	0,474
V1 - V3		2	0,273
V2 - V3		2,135	0,229
Kronedekning rutenivå			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	15,704		0,003
BK - GK		1,664	0,576
BK - V1		3,733	0,002 ***

GK - V1		1,858	0,442
BK - V2		1,983	0,379
GK - V2		0,39	0,697
V1 - V2		-1,376	0,844
BK - V3		0,628	1,000
GK - V3		-0,898	1,000
V1 - V3		-2,732	0,057
V2 - V3		-1,236	0,865
Kronedekning områdenivå			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	18,651		0,001**
BK - GK		-1,171	0,725
BK - V1		2,963	0,024 *
GK - V1		3,576	0,004 ***
BK - V2		2,413	0,111
GK - V2		3,084	0,018 *
V1 - V2		-0,37	0,711
BK - V3		0,631	1,000
GK - V3		1,56	0,475
V1 - V3		-2,057	0,238
V2 - V3		-1,613	0,533
Busksjikt områdenivå			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	39,894		<0,001***
BK - GK		4,505	<0,001 ***
BK - V1		4,505	<0,001 ***
GK - V1		0	1,000
BK - V2		4,171	<0,001 ***
GK - V2		0	1,000
V1 - V2		0	1,000
BK - V3		4,505	<0,001 ***
GK - V3		0	1,000
V1 - V3		0	1,000
V2 - V3		0	1,000
Strø			
Modell (V1 - V2 - V3 - GK - BK)	8,992		0,061

Vedlegg 6: Gjennomsnittlig dekning i % og standardfeil () av hver art i de alle ulike (del)feltene i denne studien. V1, V2, V3 er de ulike veteraniseringsdelfeltene, GK og BK er hhv. grankontrollen og bjørtekontrollen. V_foran GK og BK indikerer at feltene hører til veteraniseringsfeltene, H_foran indikerer at feltene hører til hogstområdene.

	Vitenskapelig navn	V_GK	V1	V2	V3	V_BK	H_BK	H18	H19	H_GK
Ballblom	<i>Trollius europaeus</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,08 (0,1)	0 (0,0)	0,07 (0,1)	0 (0,0)
Bekkeblom	<i>Caltha palustris</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,10 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Bjørk	<i>Betula pubescens</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,08 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,13 (0,1)	0,81 (0,7)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	2,90 (1,4)	0,92 (0,5)	0,57 (0,4)	0 (0,0)	0 (0,0)
Bregne sp.		0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,12 (0,1)	0 (0,0)
Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>	0 (0,0)	0,30 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1,00 (0,7)	39,44 (12,0)	0,44 (0,3)	0 (0,0)
Broddeleg	<i>Dryopteris carthusiana</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,67 (0,7)	0,12 (0,1)	0 (0,0)
Einer	<i>Juniperus communis</i>	0 (0,0)	0,02 (0,0)	0,04 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Enghumleblom	<i>Geum rivale</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1,69 (1,3)	0 (0,0)	0,81 (0,8)	0 (0,0)
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0,87 (0,5)	0,40 (0,3)	1,44 (1,4)	0 (0,0)	0 (0,0)
Enggrapp	<i>Poa pratensis</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,06 (0,1)	0 (0,0)
Engsoleie	<i>Ranunculus acris</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,10 (0,1)	0,30 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Engsyre	<i>Rumex acetosa</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1,35 (0,5)	0,55 (0,3)	0,56 (0,6)	0 (0,0)	0 (0,0)
Firblad	<i>Paris quadrifolia</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0,03 (0,0)	0 (0,0)	0,35 (0,1)	0,78 (0,3)	0,22 (0,2)	1,46 (0,4)	0,01 (0,0)
Fjellfiol	<i>Viola biflora</i>	0,01 (0,0)	0,10 (0,1)	0,38 (0,4)	0,01 (0,0)	0,98 (0,4)	0,79 (0,3)	0,22 (0,2)	0,77 (0,4)	0 (0,0)
Fjellforglemmegei	<i>Myosotis decumbens</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,15 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Fjelltistel	<i>Saussurea alpina</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,20 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,75 (0,7)	0 (0,0)
Frøplante		0,05 (0,0)	0,06 (0,0)	0,09 (0,0)	0,07 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,02 (0,0)
Fugleteleg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0,01 (0,0)	1,30 (0,9)	2,38 (1,6)	0,02 (0,0)	3,85 (1,0)	8,32 (2,6)	5,33 (2,0)	5,69 (1,0)	0,44 (0,3)
Geitrams	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,36 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,19 (0,2)	0 (0,0)
Gjøkysyre	<i>Oxalis acetosella</i>	0,12 (0,1)	0,22 (0,2)	2,15 (2,1)	0,01 (0,0)	1,31 (0,4)	4,70 (1,6)	7,56 (2,7)	12,50 (2,1)	0,92 (0,3)
Gran	<i>Picea abies</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Gras 1 sp.		0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,05 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Gras 2 sp.		0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,10 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Gråstarr	<i>Carex canescens</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,11 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)
Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,65 (0,4)	0,31 (0,3)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Gulliris	<i>Solidago virgaurea</i>	0 (0,0)	0,20 (0,2)	0,14 (0,1)	0 (0,0)	2,86 (0,6)	2,69 (1,2)	1,00 (0,8)	2,12 (1,0)	0 (0,0)

Hegg	<i>Prunus padus</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,67 (0,6)	0,19 (0,1)	0 (0,0)
Hengeaks	<i>Melica nutans</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,40 (0,4)	0,70 (0,4)	0,23 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)
Hengeving	<i>Phegopteris connectilis</i>	0,10 (0,1)	0,20 (0,2)	0,26 (0,2)	0 (0,0)	17,06 (4,8)	13,55 (6,1)	0 (0,0)	8,88 (2,7)	0,10 (0,1)
Hundekjeks	<i>Anthriscus sylvestris</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,78 (0,5)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Hvitbladistel	<i>Cirsium heterophyllum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,15 (0,1)	1,00 (1,0)	0 (0,0)	0,25 (0,2)	0 (0,0)
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1,81 (0,5)	0,24 (0,1)	1,01 (0,6)	0,06 (0,1)	0 (0,0)
Korallrot	<i>Corallorhiza trifida</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Kranskonvall	<i>Polygonatum verticillatum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,50 (0,3)	1,54 (0,8)	0,79 (0,4)	0,44 (0,2)	0,04 (0,0)
Kratfjol	<i>Viola mirabilis</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Krattmjølke	<i>Epilobium montanum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,33 (0,3)	0 (0,0)	0 (0,0)
Legeveronika	<i>Veronica officinalis</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,90 (0,6)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Lusegras	<i>Huperzia selago</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,25 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,06 (0,1)	0 (0,0)
Marikåper	<i>Alchemilla</i> sp.	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1,05 (0,6)	2,15 (1,4)	0 (0,0)	2,14 (0,8)	0 (0,0)
Myrfiol	<i>Viola palustris</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,10 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)
Myskegras	<i>Milium effusum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,35 (0,2)	2,92 (0,8)	11,56 (6,7)	2,50 (1,5)	0 (0,0)
Nikkevintergrønn	<i>Orthilia secunda</i>	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0,10 (0,1)	0,08 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Ornmetelg	<i>Dryopteris filix-mas</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	2,00 (2,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Osp	<i>Populus tremula</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,05 (0,0)	0,16 (0,2)	1,78 (1,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Perlevintergrønn	<i>Pyrula minor</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,06 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>	0,08 (0,0)	0,09 (0,0)	0,32 (0,1)	0,10 (0,0)	0,87 (0,3)	0,08 (0,1)	4,23 (1,4)	0,13 (0,1)	0,05 (0,0)
Rød jonsokblom	<i>Silene dioica</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	1,30 (0,6)	0,46 (0,3)	2,11 (1,2)	0,06 (0,1)	0 (0,0)
Sauetelg	<i>Dryopteris expansa</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,20 (0,1)	2,05 (1,8)	0 (0,0)	0,89 (0,9)	2,06 (1,4)	1,72 (1,7)
Selje	<i>Salix caprea</i>	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0,05 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Skogburkne	<i>Athyrium filix-femina</i>	1,11 (0,8)	1,00 (0,6)	8,25 (6,5)	0 (0,0)	6,60 (2,4)	9,77 (5,0)	1,33 (1,3)	2,01 (0,9)	0,02 (0,0)
Skogfiol	<i>Viola riviniana</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,30 (0,2)	0,31 (0,1)	0,22 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)
Skogørkvein	<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,91 (0,3)	1,15 (0,5)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)
Skogsnelle	<i>Equisetum sylvaticum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0,12 (0,1)	0 (0,0)	1,11 (0,4)	0 (0,0)	0,56 (0,6)	0,26 (0,2)	0 (0,0)
Skogstjeme	<i>Lysmachia europaea</i>	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0,01 (0,0)	0,01 (0,0)	2,05 (0,3)	1,79 (0,9)	0,89 (0,6)	2,21 (2,0)	0 (0,0)
Skogstjemeblom	<i>Stellaria nemorum</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,96 (0,4)	4,85 (1,2)	3,89 (2,1)	7,19 (3,2)	0 (0,0)
Skogstorkenebb	<i>Geranium sylvaticum</i>	0,10 (0,1)	0,30 (0,3)	0,38 (0,4)	0 (0,0)	4,96 (1,3)	4,46 (1,4)	0,22 (0,1)	5,19 (2,5)	0 (0,0)

Skogsvinerot	<i>Stachys sylvatica</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	2,15 (2,2)	4,11 (3,9)	0,12 (0,1)	0 (0,0)
Slirestarr	<i>Carex vaginata</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,11 (0,1)	0,17 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	0 (0,0)	0,51 (0,5)	0,25 (0,2)	0,30 (0,2)	4,38 (2,0)	10,67 (6,6)	0,82 (0,3)	0 (0,0)
Småmarimjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0,01 (0,0)	0,30 (0,2)	0,01 (0,0)	0,02 (0,0)	0,14 (0,1)	1,24 (0,7)	0,07 (0,1)	0 (0,0)
Småtveblad	<i>Neottia cordata</i>	0,06 (0,0)	0,07 (0,0)	0,14 (0,1)	0,02 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)
Stor myrffiol	<i>Viola epipsila</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,06 (0,1)	0 (0,0)
Stormarimjelle	<i>Melampyrum pratense</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,09 (0,1)	0,22 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)
Stri kråkefot	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,10 (0,1)	0,01 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0,46 (0,3)	0,33 (0,3)	0,19 (0,1)	0,10 (0,1)
Strutseving	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	4,00 (2,7)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Sumphaukeskjegg	<i>Crepis paludosa</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0,25 (0,2)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,94 (0,6)	0 (0,0)
Sveve sp.	<i>Hieracium</i> sp.	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0,08 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0,40 (0,4)	0,15 (0,2)	0 (0,0)	0,25 (0,1)	0 (0,0)
Teiebær	<i>Rubus saxatilis</i>	0,20 (0,2)	0 (0,0)	0,25 (0,2)	0 (0,0)	5,78 (1,6)	0,33 (0,2)	1,76 (0,7)	0 (0,0)
Turt	<i>Cicerbita alpina</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,23 (0,2)	0,22 (0,2)	1,94 (1,6)	0 (0,0)
Tyrilhjelm	<i>Aconitum septentrionale</i>	0 (0,0)	0,01 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	18,38 (7,7)	0,90 (0,9)	12,12 (4,6)	0 (0,0)
Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,01 (0,0)	0,30 (0,3)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,08 (0,1)	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)
Vendelrot	<i>Valeriana sambucifolia</i>	0 (0,0)	0 (0,0)	0 (0,0)	0,20 (0,2)	0,85 (0,4)	0 (0,0)	1,69 (1,0)	0 (0,0)
Åkersnelle	<i>Equisetum arvense</i>	0,02 (0,0)	0 (0,0)	0,25 (0,2)	0 (0,0)	2,86 (1,4)	0,23 (0,1)	0,44 (0,2)	0 (0,0)

Vedlegg 7: Gjennomsnittlig dekning i andel med standardfeil () av hver art i de alle ulike (del)feltene i denne studien. Andel er en arts tilstedeværelse i x andel av de 16 smårutene i en rute. V1, V2, V3 er de ulike veteraniseringsdelfeltene, GK og BK er hhv. grankontrollen og bjørkekontrollen, og V_foran GK og BK indikerer at de hører til veteraniseringsfeltene, H_foran indikerer at de hører til hogsfeltene.

Art	Vitenskapelig navn	V_GK	V1	V2	V3	V_BK	H_BK	H18	H19	H_GK
Ballblom	<i>Trollius europaeus</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)
Bekkeblom	<i>Caltha palustis</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Bjørk	<i>Betula pubescens</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Blåbær	<i>Vaccinium myrtillus</i>	0,06 (0)	0,17 (0,1)	0,02 (0)	0 (0)	0,22 (0,1)	0,09 (0,1)	0,05 (0)	0 (0)	0 (0)
Bregne sp.		0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,04 (0)	0,67 (0,1)	0,03 (0)	0 (0)
Broddtelg	<i>Dryopteris carthusiana</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0 (0)
Einer	<i>Juniperus communis</i>	0 (0)	0,01 (0)	0,02 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Enghumleblom	<i>Geum rivale</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0 (0)
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0,21 (0,1)	0,06 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)
Enggrapp	<i>Poa pratensis</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)
Engsoleie	<i>Ranunculus acris</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Engsyre	<i>Rumex acetosa</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,12 (0)	0,05 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)
Firblad	<i>Paris quadrifolia</i>	0 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0 (0)	0,05 (0)	0,08 (0)	0,01 (0)	0,11 (0)	0,01 (0)
Fjellfiol	<i>Viola biflora</i>	0,01 (0)	0,02 (0)	0,06 (0,1)	0,01 (0)	0,27 (0,1)	0,21 (0,1)	0,01 (0)	0,12 (0)	0 (0)
Fjellforglenmegei	<i>Myosotis decumbens</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Fjelltistel	<i>Saussurea alpina</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)	0,04 (0)	0 (0)
Frøplante		0,05 (0)	0,16 (0,1)	0,38 (0,1)	0,24 (0,1)	0,04 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,02 (0)
Fugleteig	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	0,01 (0)	0,15 (0,1)	0,24 (0,1)	0,01 (0)	0,42 (0,1)	0,47 (0,1)	0,22 (0,1)	0,46 (0,1)	0,08 (0)
Geitrams	<i>Chamaenerion angustifolium</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0 (0)
Gjøksyre	<i>Oxalis acetosella</i>	0,12 (0,1)	0,04 (0)	0,23 (0,1)	0,01 (0)	0,49 (0,1)	0,52 (0,1)	0,47 (0,1)	0,88 (0)	0,31 (0,1)
Gran	<i>Picea abies</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Gras 1 sp.		0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Gras 2 sp.		0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0,02 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Gråstarr	<i>Carex canescens</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,04 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0 (0)
Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,08 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Gullris	<i>Solidago virgaurea</i>	0 (0)	0,03 (0)	0,05 (0)	0 (0)	0,31 (0)	0,15 (0,1)	0,07 (0)	0,09 (0)	0 (0)

Slirestarr	<i>Carex vaginata</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,24 (0,1)	0,04 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Smyle	<i>Avenella flexuosa</i>	0 (0)	0,11 (0,1)	0,09 (0,1)	0,92 (0,1)	0,31 (0,1)	0,25 (0,1)	0,13 (0,1)	0 (0)
Smámarinjelle	<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0,01 (0)	0,04 (0)	0,01 (0)	0,14 (0)	0,08 (0)	0,11 (0)	0,02 (0)	0 (0)
Smátveblad	<i>Neottia cordata</i>	0,09 (0)	0,12 (0,1)	0,04 (0)	0,02 (0)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)
Stor myrflol	<i>Viola epipsila</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0 (0)
Stormarinjelle	<i>Melampyrum pratense</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,18 (0,1)	0,03 (0)	0,02 (0)	0 (0)	0 (0)
Stri kråkefot	<i>Lycopodium annotinum</i>	0,02 (0)	0,01 (0)	0,02 (0)	0,14 (0)	0,04 (0)	0,03 (0)	0,04 (0)	0,01 (0)
Strutseving	<i>Matteuccia struthiopteris</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,12 (0,1)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Sumphaukeskjegg	<i>Crepis paludosa</i>	0 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)	0,09 (0,1)	0 (0)
Sveve sp.	<i>Hieracium</i> sp.	0 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0,03 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0 (0)	0,05 (0)	0 (0)
Teiebær	<i>Rubus saxatilis</i>	0,03 (0)	0 (0)	0,02 (0)	0,32 (0,1)	0,33 (0,1)	0,03 (0)	0,09 (0)	0 (0)
Turt	<i>Cicerbita alpina</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,03 (0)	0,01 (0)	0,01 (0)	0,03 (0)	0 (0)
Tyrhjel	<i>Aconitum septentrionale</i>	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0,05 (0)	0,33 (0,1)	0,03 (0)	0,29 (0,1)	0 (0)
Tyttebær	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	0,01 (0)	0,07 (0,1)	0 (0)	0 (0)	0,01 (0)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
Vendelrot	<i>Valeriana sambucifolia</i>	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,05 (0)	0,09 (0)	0 (0)	0,06 (0)	0 (0)
Åkersnelle	<i>Equisetum arvense</i>	0,01 (0)	0 (0)	0,05 (0)	0,03 (0)	0,22 (0,1)	0,02 (0)	0,06 (0)	0 (0)



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway