



BACHELOROPPGAVE

En vegetasjonsøkologisk undersøkelse av
tid til restaurering med ORBA av tre
rørgater på Vestlandet

An ecological study of vegetation for time-to-recovery with ORBA
on three buried penstocks in western Norway

Henriette Bye og Kine Odden Nystuen

Kandidatnummer: 215 og 201

Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur

Fakultet for ingeniør- og naturvitenskap (FIN)

Veileder: Knut Rydgren

Innleveringsdato: 04.06.2021

EN VEGETASJONSØKOLOGISK UNDERSØKELSE AV TID TIL RESTAURERING MED ORBA AV TRE RØRGATER PÅ VESTLANDET



Av Henriette Bye og Kine Odden Nystuen

Sammendrag

Arealendringer er det som bidrar til mest tap av biodiversitet på verdensbasis. Restaurering av noen av disse områdene vil hjelpe med habitatgjenopprettelse, og dermed hindre ytterligere tap av biodiversitet. Siden suksessjon er en treg prosess, trengs gode metoder for å predikere om restaurerte økosystemer utvikler seg i riktig retning lenge før målet nås.

I denne oppgaven benytter vi "ordination regression-based approach" (ORBA) for å predikere tid til restaurering (TTR) av artssammensetning av karplanter etter forstyrrelse i forbindelse med etablering av tre rørgater på Vestlandet i tidsrommet 2001 – 2004. En av rørgatene var sådd med kommersiell grasfrøblanding etter inngrepet, mens de to andre var etterlatt til naturlig revegetering. Vi sammenlignet TTR for artssammensetning mot TTR for tre univariate variabler (artsantall, bunn- og feltsjiktdekning). I tillegg undersøkte vi om det var forskjell i pH og organisk materiale i jorda mellom rørgatene og omgivelsene deres (referansene) i 2020.

Vi forventet lenger restaureringstid for den sådde rørgaten på grunn av større konkurranse mellom de stedege og sådde artene på rørgaten. Resultatene ga oss motsatt svar. To av rørgatene (den sådde og en av de usådde) ga relativt like prediksjoner (26 – 44 år) med det minst strenge restaureringsmålet, mens den siste rørgaten utviklet en artssammensetning som ble gradvis mer ulik referansen sin. De univariate variablene hadde nådd TTR allerede rundt andre registrering ifølge prediksjonene (12 – 17 år etter forstyrrelse). Analysene av pH og organisk materiale viste signifikante forskjeller mellom rørgater og deres referanser.

Videre undersøkelser av samme rørgater, med mer målbevisst referansevalg, kan gi mer nøyaktige modeller for TTR. Flere jordprøver vil gi mulighet for sammenligning av restaureringstiden for jordkvalitet og artssammensetning.

Abstract

Changes in land use is the number one cause of biodiversity loss worldwide. Restoration of some of these areas will help with habitat recovery, and thereby halt the rate of biodiversity loss. Because of the slow successional rate, there is a need for good methods for predicting restoration success long before the goal is reached.

In this paper we use "ordination regression-based approach" (ORBA) to predict time to recovery (TTR) of vascular plant species composition after disturbance of three buried penstocks (established between 2001 and 2004) in western Norway. One of the penstocks were seeded with commercial seed mixtures, containing different grass species, and the two other penstocks were left for spontaneous revegetation. We compared TTR of species composition against TTR for three univariate metrics (species number, ground-, and field cover of vascular plants) and analysed pH and loss on ignition.

We expected longer TTR for the seeded penstock because of higher establishment competition between the native and the seeded species. The results were however opposite. Two of the penstocks (the seeded one and one of the unseeded) gave relative similar predictions (26 – 44 years) with the less strict restoration goal. The last penstock moved in the wrong direction from its reference (i.e., undisturbed surroundings). For many of the univariate variables TTR estimated full restoration around the second registration (12 – 17 years after disturbance). Analyses of pH and loss of ignition showed significant differences between samples gathered from penstocks and references.

Further studies of the same penstocks, with more goal-oriented reference choice, can give more accurate models for TTR. A second sample of soil will give the opportunity for comparison of TTR for soil quality and species composition.

Forord

Dette er en avsluttende bacheloroppgave i Landskapsplanlegging med Landskapsarkitektur ved Høgkulen på Vestlandet. Oppgaven er hovedsakelig skrevet våren 2021, mens feltarbeid, labarbeid og datainnlesing er utført i løpet av sensommeren og høsten 2020. Oppgaven er en videreføring av arbeidet til Nordbakken & Rydgren (2007), og bygger delvis på datagrunnlag fra 2006. Det har vært utrolig spennende og lærerikt å få et innblikk i forskningsmiljøet, og å utføre analyser på egen data.

Vi vil takke veilederen vår, Knut Rydgren, for all tiden i felt, veiledning med statistiske analyser og modellering, samt oppgaveskriving. Vi er svært takknemlige for alt vi har lært av deg gjennom det siste året.

Kine Odden Nystuen

Kine Odden Nystuen

Henriette Bye

Henriette Bye

Sogndal, 04.06.2021

Innholdsfortegnelse

1 Innledning	8
2 Materiale og metode	10
2.1 Områdebeskrivelse	10
2.1.1 Rovde	10
2.1.2 Befring og Veiteberg	12
2.2 Datainnsamling	15
2.2.1 Tidligere undersøkelse i 2006	15
2.2.2 Feltarbeid 2020	15
2.2.3 Ruteplassering	15
2.2.4 Vegetasjonsregistrering	16
2.2.5 Jordprøver	17
2.2.6 Laboratorieanalyser av jordprøver	17
2.3 Nomenklatur	18
2.4 Statistiske analyser	18
2.4.1 Tid til restaurering ved hjelp av ORBA og GLM	18
2.4.2 Analyse av pH og jordas organiske materiale fra 2020	20
3 Resultat	21
3.1 Ordinasjon og artsutvikling	21
3.2 Artssammensetning – hvor lang tid vil restaurering ta?	24
3.3 Endring i bunn- og feltsjiktdekning	25
3.4 Endring i artsantall	27
3.5 pH og organisk materiale	28
4 Diskusjon	29
4.1 Prediksjoner av tid til restaurering basert på ORBA	29
4.2 Prediksjoner av tid til restaurering med univariate variabler	30
4.3 Effekten av såing ved restaurering	31
Referanseliste:	33

Vedlegg

Vedlegg 1

GPS koordinater for ruteplasseringene i 2020 av rørgate og referanseruter for de tre rørgatene (Rovde, Befring og Veiteberg), én side.

Vedlegg 2

Artsfrekvens i % og gjennomsnittlig smårutefrekvens for alle arter på hver lokalitet for hvert år, fire sider.

Vedlegg 3

Økologiske variabler for 2006 og 2020, to sider.

Vedlegg 4

Oversiktstabell, én side.

1 | Innledning

Klimaendringer får ofte hovedfokus rundt tap av natur (Maxwell et al., 2016), men den største trusselen mot biodiversitet på verdensbasis er forårsaket av arealendringer og habitatødeleggelse (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Newbold et al., 2015; Kremen & Merenlender, 2018). Først og fremst er målet å forhindre naturødeleggelse i størst mulig grad (IUCN, 2020), men når skaden først har skjedd står restaurering igjen som siste utvei for å kunne opprettholde habitater og unngå tap av biodiversitet. Menneskelig aktivitet har i varierende grad påvirket 75% av verdens landareal (IPBES, 2018), derfor vil restaurering av mange av disse områdene være et viktig steg mot opprettholdelse av verdens biodiversitet. I Norge er også naturen sterkt negativt påvirket, og 9 av 10 arter på rødlisten er under press grunnet arealendringer (Henriksen & Hilmo, 2015). Fornybare energikilder bruker mer areal enn ikke-fornybare, og ønsket om å fremme grønn energi går dermed på bekostning av natur (Schwanitz et al., 2017). Sammenligninger har vist at småkraft har større relativ innvirkning på uberørt natur og rødlistearter i forhold til energi produsert enn større vannkraftverk (Bakken et al., 2014; Lillesund et al., 2017). Behovet for å restaurere slike inngrep blir dermed desto viktigere.

Det har blitt utført flere prosjekter for å gjenreise forringet natur gjennom restaurering her i Norge (Hagen & Skrindo, 2010), deriblant flere steintipper fra vannkraftutbygging på Vestlandet (Auestad et al., 2020). Resultatet fra dette arbeidet viste tydelig hvor langsom suksessen kan være. Restaurering er en løsning for å påskynde den langsomme suksessen (Davis & Slobodkin, 2004), men resultatet av restaurering avhenger sterkt av hvordan, hvor og når restaurering utføres (Brudvig et al., 2017). Såing som restaureringsmetode er i Norge blitt brukt i lang tid (Auestad et al., 2018) for å øke sukseshastigheten, men konsekvensene av denne metoden har vist seg å ikke være gunstig for å nå referanseverdier (Rydgren et al., 2016). Riktig referansevalg, samt valg av passende vurderingsvariabler for målet med restaureringen, er svært viktig for å forutse tid til restaurering (Brudvig, 2017; Brudvig et al., 2017; Rydgren et al., 2019).

Univariate variabler som artsantall og sjiktdekning har lenge vært normen for å vurdere restaureringssuksess (Ruiz-Jaen & Aide, 2005; Waldén & Lindborg, 2016), men disse metodene har vist seg å være mindre nøyaktige enn mer komplekse, multivariate variabler (bla. artssammensetning), som gir et bedre innblikk i økosystemutviklingen (SER, 2004; Clewell & Aronson, 2013; Reid, 2015; Rydgren et al., 2019). Grunnet store variasjoner i utfall fra restauring, er det viktig at restaureringsøkologi utvikles til en mer prediktiv vitenskap (Urban, 2006; Brudvig, 2017; Brudvig et al., 2017b; Rydgren et al., 2019; Auestad et al., 2020; Rydgren

et al., 2020) gjennom metodeutvikling, blant annet for å forutsi forventet tid til restaurering. Metoder som ‘ordination regression based approach’ (ORBA, Rydgren et al., 2019), som bruker sammenhengen mellom suksesjonsgradienten i artssammensetningen (gitt at den er tydelig i datasettet) og alder siden forstyrrelse til å forutsi forventet restaureringstidspunkt, er en ny metode som kan være en løsning mot bedre prediksjoner for sentrale egenskaper ved økosystemene innen restaureringsøkologien.

Bruk av pH og organisk materiale som forklaringsvariabler, kan likevel være viktige i vurderingen av restaureringstiltak, og har vist seg å ha en likere tid til restaurering som artssammensetning, sammenlignet med artsantall og sjiktdekning (Rydgren et al., 2020). pH og organisk materiale kan være en indikator på mer komplekse prosesser i økosystemet (Rydgren et al., 2020). Den trege utviklingen av gode jordforhold på forstyrrede lokaliteter, kan derfor være en begrensende faktor for restaureringen av økosystemet (Baar, 1996; van der Heijden et al., 1998; Rydgren et al., 2013).

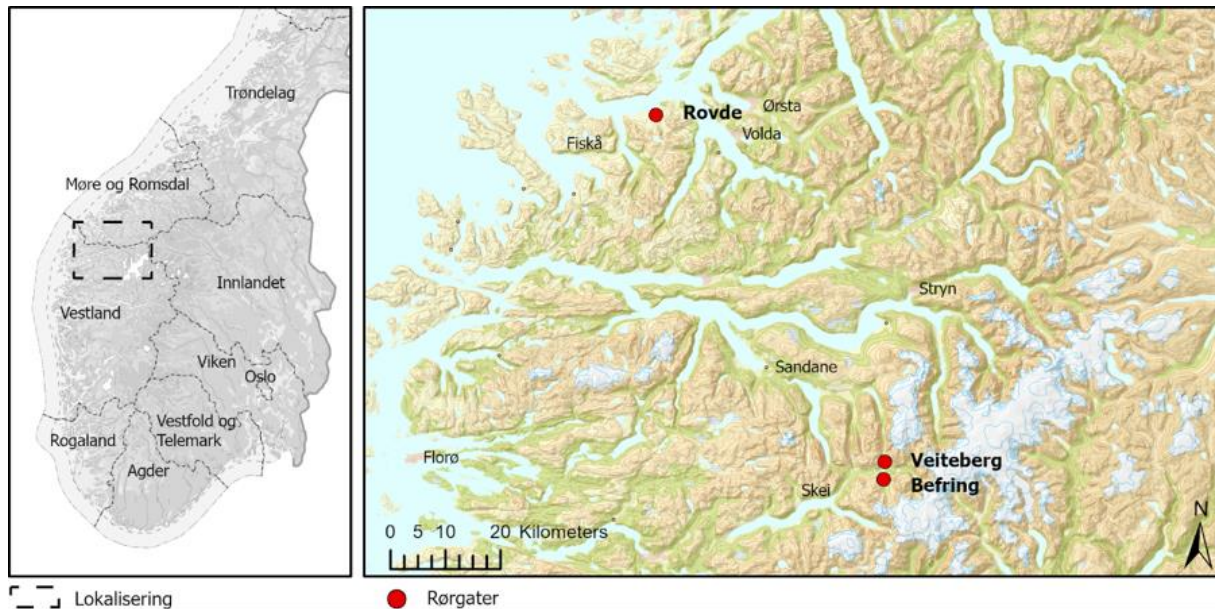
I denne oppgaven har vi undersøkt tre rørgater på Vestlandet. Artssammensetningen og artsantall for karplanter, samt sjiktdekning av felt- og bunnsjikt på disse rørgatene, og deres uforstyrrede omgivelser, ble først gang undersøkt i 2006, to til fem år etter naturinngrepene (Nordbakken & Rydgren, 2007). I 2020 undersøkte vi disse rørgatene for de samme egenskapene som i 2006, i tillegg til pH og jordas organiske innhold. Én av disse rørgatene ble tilsådd etter naturinngrepet, i de to andre rørgatene lå jorda åpen for naturlig revegetering. For artssammensetningen har vi brukt ORBA-tilnærmingen for å predikere tid til restaurering for de tre rørgatene. ORBA innebærer først en ordinasjonsanalyse av artssammensetningen etterfulgt av modellering av suksesjonsavstander (fra ordinasjonsanalysen) som respons av tid etter forstyrrelse (Rydgren et al., 2019). De univariate variablenes tid til restaurering ble modellert med regresjonsanalyser. Våre forskningsspørsmål har vært:

- Hvor lang tid vil restaurering ta for artssammensetningen ved analyser med ORBA?
- Hvordan er restaureringstiden for univariate variabler (artsantall, sjiktdekning og jordforhold) i forhold til TTR for artssammensetning?
- Vil den tilsådde rørgaten ha lenger TTR enn de to ikke-sådde rørgatene?

2 | Materiale og metode

2.1 | Områdebeskrivelse

Vi studerte tre rørgater på Vestlandet: Rovde i Vanylven, Møre og Romsdal, og Befring og Veiteberg i Stardalen i Sunnfjord, Vestland fylke (Fig. 1). Disse rørgatene er tidligere undersøkt av Nordbakken & Rydgren (2007).



Figur 1. Geografiske posisjoner for de undersøkte rørgatene (røde sirkler). Rovde (Vanylven, Møre og Romsdal) lokalisert lengst vest, Befring og Veiteberg i Stardalen (Sunnfjord i Vestland). Metrologiske data hentet fra værstasjon i Fiskå, Sandane, Skei og Jølster.

2.1.1 | Rovde

Rovde ligger sør i Møre og Romsdal, vest for Volda og Ørsta (Fig. 1). Rørgaten ligger i sør- og mellom-boreal vegetasjonssone i sterkt oseanisk seksjon (Moen, 1998). Hovedbergarten i området er granittisk ortogneis med innslag av migmatitt, granodioritt og øyegneis noen steder (NGU, 2021a). Løsmassene i området består av et sammenhengende dekke av morenemateriale med stedvis stor mektighet (NGU, 2021b). Morenemateriale inneholder vanligvis en blanding av store og fine partikler, og dyp morenejord gir ofte gode vekstvilkår for planter (Moen, 1998). Nærmeste værstasjon (Fiskåbygd) har en gjennomsnittlig årlig middeltemperatur på 7,3 °C for normalperioden 1991-2020. Gjennomsnittstemperaturen for januar ligger på 2,0 °C, og 14,1 °C i juli. Den årlige nedbøren har et gjennomsnitt på 2204 mm for normalperioden 1991-2020 (Norsk Klimaservicesenter, 2021).

Rørgaten er del av Vedeld Kraftverk og er 1500 m lang (30-300 moh.). Den ble ferdigstilt og tilsådd med grasfrøblandingen “Spire Frødblanding Natur” i 2004. Frøblandingen bestod av 57% rødsvingel (*Festuca rubra*), 15% stivsvingel (*Festuca trachyphylla*), 10% sauesvingel (*Festuca ovina*), 5% engkvein (*Agrostis capillaris*), 10% raigras (*Lolium perenne*)

og 3% hvitkløver (*Trifolium repens*). De øverste 1000 meterne av rørgaten er en del av et stort treløst kystlynghei-landskap med slak helning (Fig. 2). Terrenget de siste 500 meterne av rørgaten ligger i en bratt skogkledd skråning, hvor rørgatetraséen er grodd igjen med plantet sitkagran. Nærliggende skog domineres av plantet gran.



Figur 2. Rørgatetraséen på Rovde (Vanylven kommune i Møre og Romsdal fylke) i 2006 (a) og (c) og 2020 (b) og (d). På bildene (a) og (b) er det den samme steinen (til venstre i bildet) som er fotografert i 2006 og 2020. Både stein og omkringliggende vegetasjon har blitt påvirket av gjengroing og det har blitt et klart fyldigere bunn- og feltsjikt.

2.1.2 | Befring og Veiteberg

Befring og Veiteberg ligger i mellomboreal vegetasjonssone i sterkt oseanisk seksjon (Moen et al., 1998). Berggrunnen for både Befring og Veiteberg består av grov, storkornet kvartsmonzonitt, med innslag av øyegneis (NGU, 2021a). Løsmassene i området består av moreneavsetninger (NGU, 2021b), og Befring har også forekomster av myr langs rørgatetraséen. Gjennomsnittlig årlig middeltemperatur i normalperioden 1991-2020 for nærmeste værstasjon (Sandane) er 7,1 °C. Med en gjennomsnittlig temperatur for januar på 1,0 °C og 15,4 °C for juli. Årlig gjennomsnittsnedbør ligger på 1915 mm (Værstasjon; Skei i Jølster) (Norsk Klimaservicesenter, 2021).

Befring- og Veiteberg kraftverk ligger i hengedalene Befring- og Veitebergsdalen i Stardalen. Landskapet rundt rørgatene er dominert av plantet gran- og naturlig bjørkeskog. Feltsjiktet er dominert av lyng og gress. Befring ble ferdigstilt i 2003 og Veiteberg i 2001, begge er usådd. Rørgaten i Befring er 2 km lang (ca. 300-580 moh.). Hogst og beiting skaper et gjennomgående åpent landskap i rørgatetraséen med tydelig skille til tilgrensende skog dominert av gran og bjørk (Fig. 3). De øverste 1200 m av rørgaten har en slak helning ned til 560 moh., mens de resterende 800 m ligger brattere. Veiteberg kraftverk er en 960 m lang rørgate som strekker seg fra 290-450 moh. De øverste 200 m av rørgatetraséen er gravd under kjøreveien som går inn i dalen. Deretter går traséen inn i et grasdominert område som skaper et gjennomgående åpent landskap (Fig. 4). Vegetasjonen i og rundt rørgaten på Veiteberg ligner Befring, da denne stedvis også bærer preg av beiting og hogst, men i mindre grad.



Figur 3. Rørgaten i hengedalen Befringsdalen, som munner ut i Stardalen (Sunnfjord kommune i Vestland fylke). Bilde (a) og (c) er fra 2006, (b) og (d) er fra 2020 (14 år imellom). Bilde (a og b) og (c og d) er tatt fra omtrent samme. På de 14 årene ser vi at det har blitt et mye fyldigere vegetasjonsdekke.



Figur 4. Rørgaten i hengedalen Veitebergsdalen som munner ut i Stardalen (Sunnfjord kommune i Vestland fylke) i 2006 (a) og (c) og 2020 (b) og (d). Bilde (a og b) er tatt fra samme sted rundt midten av rørgatetráséen, mens bilde (c) er tatt ovenfra og bilde (d) tatt nedenfra, av nederste parti av rørgaten.

2.2 | Datainnsamling

2.2.1 | Tidligere undersøkelse i 2006

Rovde, Befring og Veiteberg ble undersøkt i august 2006 av Jørn Frode Nordbakken (Nordbakken & Rydgren, 2007). Det ble gjort en vegetasjonsøkologisk undersøkelse av rørgatene. Fra de tre områdene ble det utført 60 ruteanalyser: Rovde (20 ruter), Befring (22 ruter) og Veiteberg (18 ruter) likt fordelt mellom rørgate- og referanseruter. Rørgaterutene ble plassert tilfeldig nær midten av traséen, og referanserutene ble plassert ut til siden i den naturlige vegetasjonen, inntil rørgatetraséen (tilfeldig side) (Nordbakken & Rydgren, 2007). Rutene ble ikke permanent oppmerket eller registrert med koordinater. Nordbakken & Rydgren (2007) brukte ruter på 0,5×0,5 meter delt inn i 16 småruter. Det ble gjort artsregistreringer av karplanter, som senere ble brukt til å finne antall arter i hver rute. Av økologiske variabler ble det blant annet registrert feltsjikt- og bunnsjiktdekning av karplanter, moser og lav.

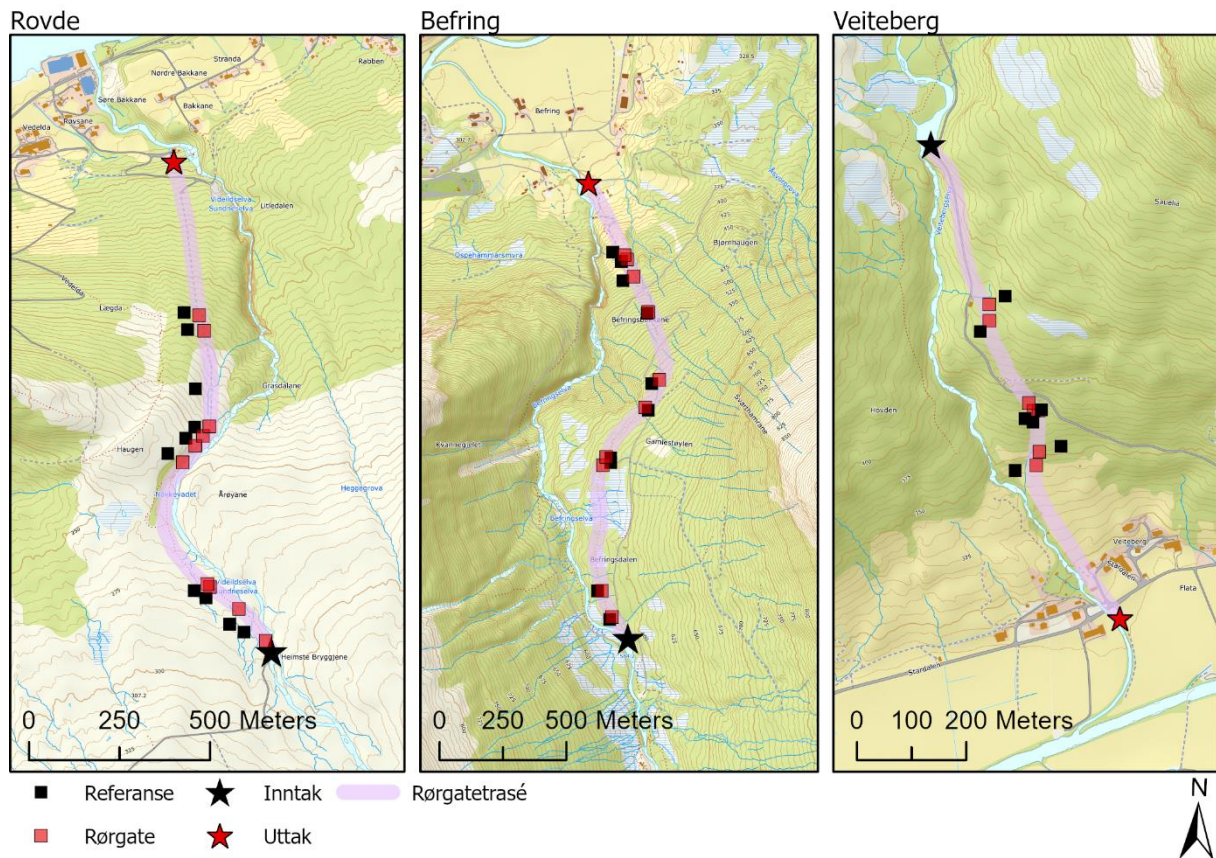
2.2.2 | Feltarbeid 2020

I august 2020, over 6 dager i perioden 11-31 august, undersøkte (vegetasjonsregistrering og innsamling av økologiske variabler) vi de samme rørgatene.

2.2.3 | Ruteplassering

Grunnet mangel på permanente ruter fra den tidligere undersøkelsen (Nordbakken & Rydgren, 2007), plasserte vi ut nye ruter. For at de skulle få en tilfeldig og spredt plassering ble hver av rørgatene delt inn i segmenter av varierende lengde og antall, basert på lengden på rørgaten. Vi delte Rovde inn i fem segmenter på 300 m, Befring i fem segmenter på 400 m, og Veiteberg i fire segmenter på 100 m. Innenfor hvert av segmentene plasserte vi to ruter tilfeldig langs midten av rørgaten og to ruter som referanser i den naturlige vegetasjonen inntil rørgatetraséen. Forkastningskriteriene var en minimumsavstand på 10 m og ingen store hindringer, som trær eller steiner, inni ruten. Plasseringen av referanserutene ble valgt ved at vi bevegde oss i en noenlunde 90 graders vinkel fra analyseruten i rørgaten (tilfeldig side), hvor vi fant et egnet område der vegetasjonen ikke var blitt berørt av inngrepet. Her ble det plassert et målebånd på 10 meter, og valgt et tilfeldig tall mellom 1-10 som bestemte plasseringen av ruten. I liket med Nordbakken & Rydgren (2007), var analyserutene på 0,5 x 0,5 m. Totalt registrerte vi 54 ruter: Rovde (20 ruter), Befring (20 ruter) og Veiteberg (14 ruter) likt fordelt mellom rørgatene og referansene (Fig. 5). Hver rute ble permanent oppmerket med fire aluminiums rør, ett i hvert

hjørne, banket ned i jorda. I tillegg ble GPS koordinatene registrert med en håndholdt GPS med ± 3 m feilmargin (Vedlegg 1).



Figur 5. De tre undersøkte rørgatene (Rovde, Befring og Veiteberg) med plassering av analyserutene (rørgate- og referanseruter) langs rørgatetraséene. Rørgaterutene er markert med røde firkanter, referanserutene er markert med svarte firkanter, og kraftverkernes vann inn- og uttak er markert med svarte og røde stjerner.

2.2.4 | Vegetasjonsregistrering

Vi registrerte artsmengder av karplanter i form av smårutefrekvens. Hver av rutene ble delt inn i 16 småruter (Fig. 6). Innenfor hver av rutene ble tilstedeværelse/fravær av hver enkelt art registrert (artssammensetning), samt prosentvis dekning av bunnsjikt og feltsjikt for alle arter samlet innenfor ruten. Informasjon om antall arter i hver rute ble senere hentet fra artsregistreringene.



Figur 6. En analyserute fra Rovde. Størrelse 0,5 x 0,5 m med 16 like småruter.

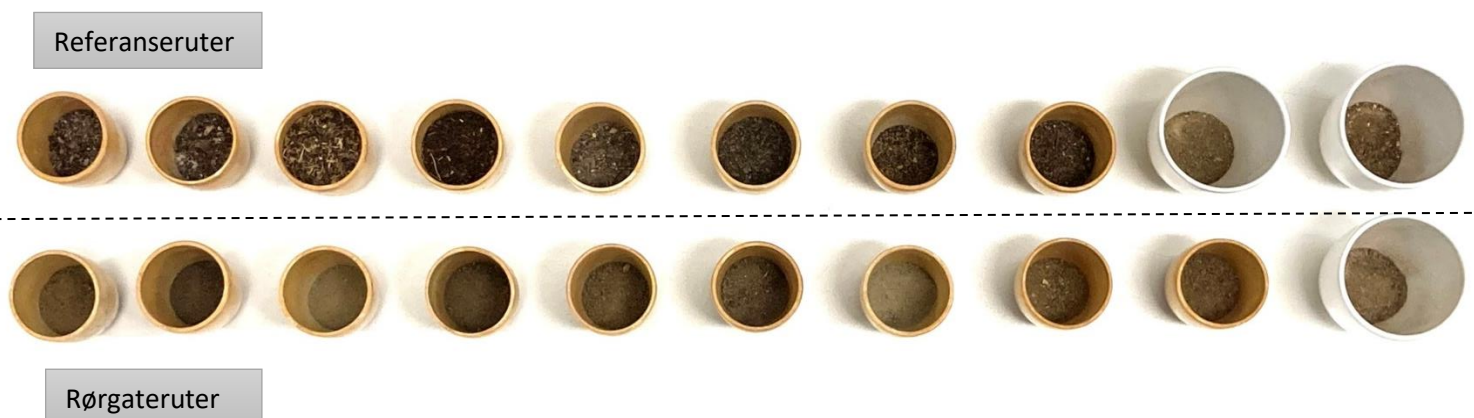
2.2.5 | Jordprøver

For hver av rutene samlet vi inn jordprøver for analyser av pH og organisk materiale. Dette gjorde vi ved å ta jord fra de ti øverste cm av jordlaget fra hver av rutenes fire sider, rett på utsiden av ruta, i en samleprøve. Jordprøvene ble satt til tørking i et tørkeskap på 40 °C samme kveld (med unntak av prøvene fra første feltdag i Rovde, som ble satt til tørking kvelden etter). Prøvene sto i tørkeskapet i noen dager, fram til de var helt tørre.

2.2.6 | Laboratorieanalyser av jordprøver

Etter at jorda var tørket, siktet vi den for å fjerne stein og andre større elementer. For dette brukte vi en jordsikter med flere siktstørrelser, hvor den minste hadde åpninger på 2 mm. Siktene ble godt rengjort mellom hver prøve. Vi tok vare på finjorda (jorda med partikkelstørrelse <2 mm) for videre analyse av glødetap og pH.

Glødetapsanalyse utførte vi etter Krogstad (1992), for å finne mengde organiske materiale i jorda. Vi glødet digler i ca. 4 timer for å fjerne fettmerker, og veide opp 3 til 5 gram jord i disse (Fig. 7). Deretter plasserte vi dem i tørkeskap i 6 timer på 105°C, for så å avkjøle dem i eksikkator i 30 min, og veie dem på nytt. Diglene ble så glødet i glødeovn ved $550 \pm 25^\circ\text{C}$ i minst 3 timer, med ett kvarters avkjøling i avskrudd ovn, og én time avkjøling i eksikkator, før de ble veid. For å ikke ta på diglene brukte vi klype for å flytte dem, da fettmerker fra fingrene ville påvirket vekten. For utregning av glødetap fulgte vi formelen til Krogstad (1992).



Figur 7. Et parti jordprøver etter tørking klar for å bli glødet. Jordprøver fra rørgatetuter (nederste rekke) og deres tilhørende referanseruter (øverste rekke) er stilt side om side. Jordprøvene fra referanserutene inneholder tydelig mer organisk materiale.

For pH-analyse fulgte vi også Krogstad (1992). Vi målte opp glass med ca. 10 ml jord og 25 ml destillert vann for hver jordprøve. Disse satte vi lokk på og ristet godt til jorda hadde blandet seg med vannet (Fig. 8). Prøvene sto i minst 12 timer før vi ristet dem igjen. Deretter sto de i minst 15 min slik at jorda fikk sedimentert seg. Målingene ble utført med et pH-meter (WTW ph/cond 3320 set 2 2ea312) som vi kalibrerte mot buffere med pH 4.00 og pH 7.00.



Figur 8. Jordprøvene for pH etter risting (glass med ca.10 ml jord og 25 ml destillert vann).

2.3 | Nomenklatur

Nomenklatur følger Lid & Lid's flora (2005).

2.4 | Statistiske analyser

R. versjon 3.6.1 ble brukt til alle statistiske analyser (R Development Core Team, 2016).

2.4.1 | Tid til restaurering ved hjelp av ORBA og GLM

For å predikere hvor lang tid det vil ta før artssammensetningen i rørgatevegetasjonen er tilnærmet lik den i referanserutene (referansemålet) utførte vi prediksjonsanalyser for tid til restaurering (TTR). For TTR brukte vi “ordination regression-based approach” (ORBA) (Rydgren et al., 2019). Først utførte vi en DCA-ordinasjon “detrended correspondence analysis” (Hill & Gauch, 1980), med artssammensetningsdataene fra rørgate- og referanserutene i 2006 og 2020, for å få rutescorene (Fig. 9). Rutescorene er plasseringene til rutene langs ordinasjonsakser, som representerer vegetasjonsgradienter, med akser skalert i standardavvikenheter (SD-enheter). Til DCA-ordinasjonen brukte vi vegan-pakken versjon 2.5-6 (Oksanen et al., 2019).

Et kriterium for å kunne bruke ORBA til å finne TTR, er at den første ordinasjonsaksen representerer en signifikant suksesjonsgradient. For å finne ut av dette utførte vi en enveis ANOVA-analyse med de 12 kombinasjonene av lokalitet (Rovde, Befring eller Veiteberg) ×

type (rørgate eller referanse) \times år (2006 eller 2020) som forklaringsvariabel og rutescorer fra den første aksene i ordinasjonen som responsvariabel. Vi fulgte Crawley (2013) og forenklet modellen til vi sto igjen med “minimal adequate model” der kombinasjoner som var statistisk like ble slått sammen (Fig. 10).

For å lage modellene for restaureringsprediksjoner med ORBA, brukte vi distansen ($d_{jt,0}$) mellom gjennomsnittlig rutescore av referanserutene (x_0) og rutescore av rørgaterutene (x_{jt}) langs en suksesjonsgradient (Rydgren et al., 2019) (Formel 1). Ettersom vi har referanseruter fra begge registreringstidspunktene, har vi en dynamisk referanse (Rydgren et al., 2019). Vi brukte referanseverdier fra 2006 for 2006-rørgaterutene, og referanseverdier fra 2020 for 2020-rørgaterutene, til utregning av $d_{jt,0}$. Vi lagde både lineære og asymptotiske modeller. For de asymptotiske modellene log-transformerte vi distansene ($d_{jt,0}$). Rute nr.3 Befring 2006, hadde negativ distanseverdi ($d_{jt,0} = -0,04$), og ble derfor endret til 0,01 for å kunne log-transformeres.

$$d_{jt,0} = x_0 - x_{jt}$$

Formel 1. Formelen bruker distanse ($d_{jt,0}$) mellom rutescore for referansegjennomsnittet (x_0) og rutescore for rørgater (x_{jt}) langs en suksesjonsgradient (DCA1). Distansverdiene brukes for prediksjoner av TTR med ORBA.

For hver av rørgatene ble restaureringsmålet for ORBA-modellene laget med gjennomsnittlig rutescore for referanserutene fra 2020. Dette ble modellert med 1 standardavviksenhet (SD) på oversiden av gjennomsnittslinjen, for å markere det minst strenge restaureringsmålet (Fig. 11). Siden de asymptotiske modellene aldri vil nå referanserutenes gjennomsnitt, var det nødvendig å angi et punkt som kunne anses som fullstendig restaurering. Vi satte dette punktet til 0,01 SD (Rydgren et al., 2019). De lineære modellene ville derimot treffe referansegjennomsnittet, og fikk avkuttingsverdier tilsvarende 0 SD for fullstendig restaurering. Hver av modellene fikk dermed to restaureringstidspunkt (ett for tilnærmet restaurering ved 1 SD, og ett for fullstendig restaurering) basert på disse kriteriene (Tabell 1). Konfidensintervallet (CI) for alle modellene ble satt til 95%.

Tabell 1. Karakterisering for hver modell med restaureringskriterier. Tabellen viser karakterisering for lineære modeller med 1 SD (TTR_{L-1SD}) og 0 SD (TTR_{L-0SD}), og asymptotiske modeller med 1 SD (TTR_{A-1SD}) og 0,01 SD ($TTR_{A-0,01SD}$).

	LINEÆRE MODELLER	ASYMPTOTISKE MODELLER
1 SD	TTR_{L-1SD}	TTR_{A-1SD}
0/0,01 SD	TTR_{L-0SD}	$TTR_{A-0,01SD}$

For å undersøke om artsantall, bunnsjiktdekning og feltsjiktdekning er gode variabler for å predikere TTR, lagde vi også asymptotiske modeller for disse variablene. Ettersom dekningsvariablene var gitt med prosentverdier, logit-transformert vi dataene (Warton & Hui, 2011). For å forutsi TTR for artsantall brukte vi generaliserte lineære modeller (GLM) med poissonfordelte feil, og for feltsjiktdekning (%), og for bunnsjiktdekning (%) brukte vi GLM med normalfordelte feil. Også for disse modellene ble det brukt en gjennomsnittreferanse av referanserutene fra 2020, men med 0,5 SD på hver side av gjennomsnittslinjen. Alle disse modellene ble også modellert med 95% CI.

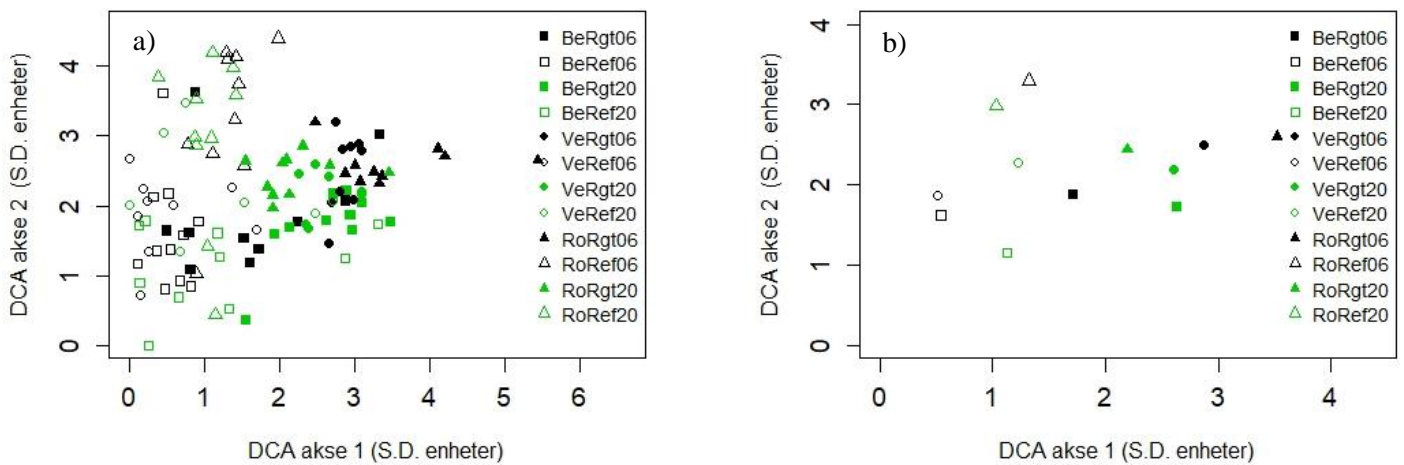
2.4.2 | Analyse av pH og jordas organiske materiale fra 2020

For å finne ut om det var signifikant forskjell i pH-verdier og innhold av organisk materiale mellom jordprøvene fra rørgate- og referanserutene, utførte vi en en-veis ANOVA med påfølgende TukeyHSD-test for hver av variablene innenfor hver lokalitet. Organisk materiale ble logit-transformert (Warton & Hui, 2011), ettersom verdiene var gitt i prosentverdier, før vi utførte TukeyHSD testen. For å finne ut om pH og organisk materiale var korrelert utførte vi en Spearman's korrelasjonstest med verdier fra rørgate- og referanserutene fra 2020.

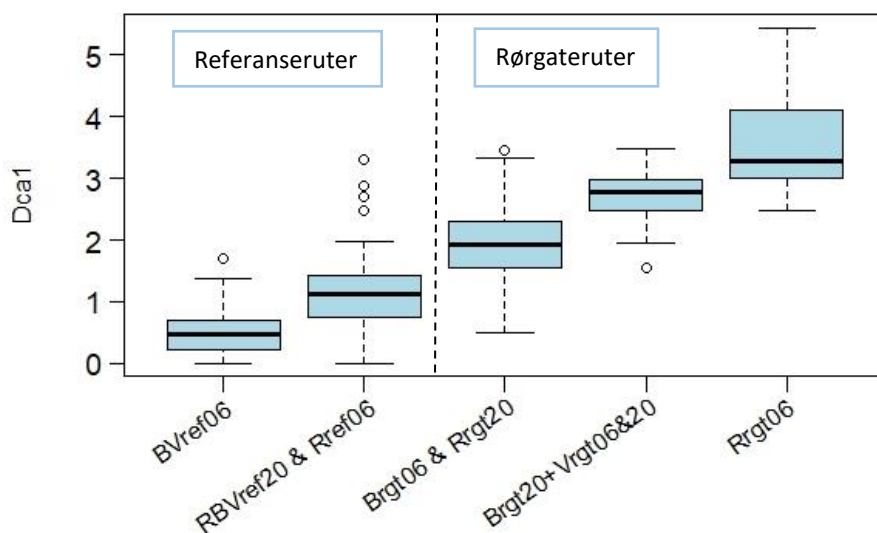
3 | Resultat

3.1 | Ordinasjon og artsutvikling

Ordinasjonsanalysen viste at DCA1 hadde et spenn på hele 5,44 SD-enheter, noe som indikerer en stor artsutskiftning. Ordinasjonen viste et tydelig mønster i plasseringen av rørgate- og referanserutene, hvor referanserutene hadde generelt lavere rutescore langs første aksene, sammenlignet med rørgaterutene (Fig. 9). «Minimal adequate model» av datasettet viste at variasjonen langs første DCA akse hadde en signifikant forskjell mellom rørgate- og referanserutene, og dermed representerte en suksessjonsgradient (Fig. 10). Det var en tydelig bevegelse i rørgaterutene mot referansene, med unntak av Befring, som bevegde seg i motsatt retning (Fig. 9).



Figur 9. Plassering av rutescore langs første og andre DCA-ordinasjonsakse for alle ruter fra 2006 (sort) og 2020 (grønn), med referanseruter (åpne symboler) og rørgateruter (lukkede symboler). «Be» = Befring, «Ve» = Veiteberg, «Ro» = Rovde, «Rgt» = rørgate og «Ref» = referanse, «06» =2006 og «20» =2020. Alle ruteplasseringer i plot (a) og gjennomsnitt i plot (b). Det er et mønster i plasseringen av rørgaterutene og referansene, hvor rørgaterutene fra 2020 har beveget seg nærmere referanserutene. Dette gjelder ikke for Befring rørgaten (lukkede firkantsymboler), som beveger seg i motsatt retning.



Figur 10. En-veis ANOVA analyse mellom de 12 kombinasjonene av lokalitet (Rovde, Befring eller Veiteberg) × type (rørgate eller referanse) × år (2006 eller 2020) som forklaringsvariabel og rutescorer fra første ordinasjonsakse som responsvariabel ga en minimal adequate model av DCA1 hvor alle kombinasjoner som er statistisk like er gruppert sammen. Resultatet var en modell som skiller referanse-grupper (de to boksene til venstre i plotet) fra alle rørgategrupper (tre bokser til høyre). «R» =Rovde, «B» =Befring og «V» =Veiteberg. «rgt» =rørgate og «ref» =referanse. «06» =2006 og «20» =2020.

Ved første registrering på Rovde i 2006, var tepperot (*Potentilla erecta*), engkvein, rødsvingel og timotei (*Phleum pratense*) de vanligste artene på rørgaten, mens det i referansen ble registrert mye røsslyng (*Calluna vulgaris*), einer (*Juniperus communis*) og rome (*Narthecium ossifragum*) (Tabell 2, og Vedlegg 2). I 2020 ble det ikke registrert rødsvingel eller timotei på rørgaten, men både engkvein og tepperot hadde økt i frekvens, spesielt engkvein som nå ble registrert i alle analyseruter. Røsslyng og smyle (*Avenella flexuosa*) hadde også hatt en kraftig økning på rørgaten siden forrige registrering. Referansen i 2020 hadde størst økning i frekvens av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og bjønnskjegg (*Trichophorum cespitosum*).

Tabell 2. Artsfrekvens i % (fkv) og gjennomsnittlig smårutefrekvens (SRF) for de vanligste artene (de artene med registrert artsfrekvens på 40% eller mer i minst én av de fire undergruppene) fra referanse- og rørgaterutene for 2006 og 2020. Artsfrekvens ble funnet ved å se på antall ruter en art var til stede i i sin undergruppe (Ref06, Rgt06, Ref20 og Rgt20) for hver lokalitet og dele dette på antall ruter innenfor hver undergruppe for hver lokalitet. Gjennomsnittlig smårutefrekvens ble beregnet innenfor hver av de fire undergruppene ved å ta summen av alle småruter en art finnes i, og dele på antall ruter den finnes i. Verdier lik 0 er erstattet med "-". Se Vedlegg 2 for fullstendig tabell.

	<i>Latinske navn</i>	<i>Norske navn</i>	<i>Ref06</i>		<i>Rgt06</i>		<i>Ref20</i>		<i>Rgt20</i>	
			Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF
ROVDE										
	<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	30	3	10	3	40	8	-	-
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	-	-	20	1	70	10	20	4
	<i>Juniperus communis</i>	Einer	50	1	10	1	-	-	10	1
	<i>Andromeda polifolia</i>	Hvitlyng	30	6	-	-	40	6	-	-
	<i>Erica tetralix</i>	Klokkelyng	40	3	-	-	40	10	20	1
	<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	90	12	40	3	80	16	90	13
	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	40	5	-	-	50	11	10	4
	<i>Narthecium ossifragum</i>	Rome	50	4	10	1	20	9	10	2
	<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	10	8	20	1	40	6	30	7
	<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	20	3	10	2	50	4	-	-
	<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	40	3	80	3	50	5	90	9
	<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjønnskjegg	20	3	10	1	50	12	-	-
	<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	-	-	40	1	10	6	20	16
	<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	-	-	70	13	-	-	100	13
	<i>Juncus squarrosus</i>	Heisiv	30	1	40	2	10	16	10	6
	<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	-	-	50	2	-	-	-	-
	<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	40	5	10	2	40	11	70	8
	<i>Phleum pratense</i>	Timotei	-	-	70	8	-	-	-	-
BEFRING										
	<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	82	10	30	4	80	12	60	4
	<i>Salix phylicifolia</i>	Grønnvier	-	-	50	1	-	-	30	3
	<i>Melampyrum pratense</i>	Engmarimjelle	45	2	-	-	10	2	-	-
	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	45	2	40	2	40	8	20	4
	<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	-	-	10	1	20	9	80	13
	<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	55	4	40	3	50	4	40	4

<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	73	¹⁴	20	¹³	40	¹²	10	¹⁰
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	55	⁵	80	³	30	²	70	⁹
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	55	⁹	40	³	-	-	-	-
<i>Luzula multiflora coll.</i>	Engfrytle	-	-	50	¹	-	-	40	²
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	-	-	50	²	50	⁹	100	¹⁴
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	-	-	20	²	30	⁸	40	⁷
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	36	³	40	³	20	⁴	30	⁵
<i>Juncus effusus</i>	Lyssiv	-	-	10	¹	-	-	-	-
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	91	¹⁶	50	⁷	80	¹⁵	40	¹¹
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	18	²	80	²	10	²	80	¹²
VEITEBERG									
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	78	¹⁰	-	-	71	¹⁰	14	³
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	11	¹	44	¹	-	-	29	⁵
<i>Salix phylicifolia</i>	Grønnvier	-	-	67	¹	-	-	-	-
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	-	-	-	-	43	¹⁵	-	-
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	56	⁶	67	⁵	29	¹⁶	43	¹²
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	67	¹²	-	-	43	¹⁵	-	-
<i>Melampyrum pratense</i>	Engmarimjelle	67	²	-	-	57	⁷	57	³
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	44	⁵	11	²	43	⁶	14	⁷
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	-	-	44	²	29	⁹	71	¹⁰
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	56	⁹	-	-	29	¹²	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	44	⁵	89	⁶	57	⁹	100	¹³
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	11	²	44	³	14	⁹	-	-
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	11	¹⁰	78	⁷	43	¹²	100	¹³
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	11	²	44	³	29	¹¹	86	⁹
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	22	¹	22	¹	14	⁴	43	²
<i>Juncus effusus</i>	Lyssiv	-	-	56	⁶	-	-	-	-
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstarr	-	-	67	⁴	-	-	-	-
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	89	¹²	11	³	57	¹²	29	⁹
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	11	¹	67	⁴	-	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	-	-	44	³	29	⁹	29	¹³
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	11	²	11	⁷	43	⁶	57	¹⁰

Av de sådde artene var det kun tre som ble registrert på rørgaten ved første registrering (2 år etter såing), engkvein, raigras og rødsvingel. Ved andre registrering ble verken raigras eller rødsvingel funnet på rørgaten, og ingen av artene hadde spredt seg til referanserutene. Engkvein derimot, ble ved andre registrering funnet i alle rutene på rørgaten, men hadde ingen forekomster i referanserutene.

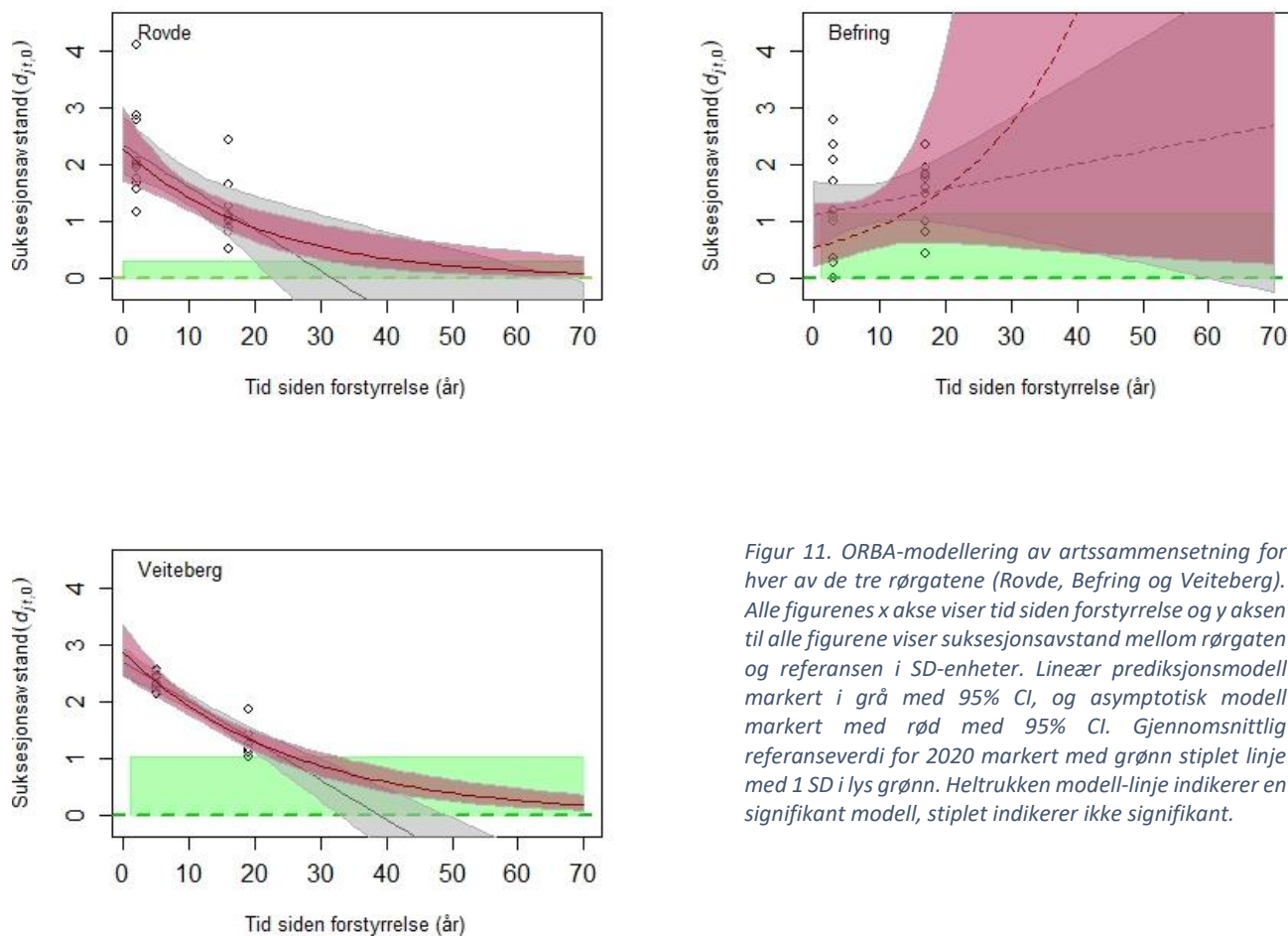
De vanligste artene på rørgaten i Befring ved første registrering (Tabell 2) var tepperot og sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*). Disse artene holdt seg stabile ved andre registrering, og hadde en generelt høyere forekomst i rørgaten enn i referanserutene ved begge tidspunkt. I referanserutene var det en stor økning i forekomsten av blåbær (*Vaccinium myrtillus*), myrfiol

(*Viola palustris*) og engkvein mellom registreringene, mens det var en nedgang av blåtopp (*Molinia caerulea*) og skrubbær (*Chamaepericlymenum suecicum*).

Av de artene som var vanlige på rørgaten i Veiteberg i 2006 hadde kun tepperot og engkvein hatt en økning mellom registreringene (Tabell 2). Det var også store endringer i forekomsten av myrfiol, gulaks (*Anthoxanthum odoratum*), harestarr (*Carex ovalis*) og trådsiv (*Juncus filiformis*), på rørgaten ved andre registrering. På referansen var det en nedgang i røsslyng, tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og skrubbær, og en økning i forekomst av tepperot.

3.2 | Artssammensetning – hvor lang tid vil restaurering ta?

Modelleringen med ORBA for tid til restaurering viste at Rovde og Veiteberg hadde både signifikant lineære og asymptotiske modeller som nærmet seg sine referanser (Fig. 11). Analysene av TTR for Rovde ga restaureringstidspunkt av artssammensetningen på 28 (TTR_{L-1SD}) og 32 (TTR_{L-0SD}) år for de lineære modellene, og 44 (TTR_{A-1SD}) og 116 ($TTR_{A-0,01SD}$) år for de asymptotiske (Tabell 3). Tid til restaurering for Veiteberg ble estimert til 24 (TTR_{L-1SD}) og 39 (TTR_{L-0SD}) år for de lineære modellene og 26 (TTR_{A-1SD}) og 143 ($TTR_{A-0,01SD}$) år for de asymptotiske. For både de lineære og asymptotiske modellene nådde Veiteberg området med referanseverdier for 1 SD før modellen for Rovde. Dette kommer av større variasjon i referanseverdiene til Veiteberg, som dermed har større 1 SD. For modellene med 0/0,01 SD hadde Rovde kortest TTR. Artssammensetningen på rørgaten til Befring bevegde seg i motsatt retning av referansen, og dermed er prediksjonen at lokaliteten ikke vil bli restaurert gitt referansene vi har målt mot.



Figur 11. ORBA-modellering av artssammensetning for hver av de tre rørgatene (Rovde, Befring og Veiteberg). Alle figurenes x akse viser tid siden forstyrrelse og y akse viser suksjonsavstand mellom rørgaten og referansen i SD-enheter. Lineær prediksjonsmodell markert i grå med 95% CI, og asymptotisk modell markert med rød med 95% CI. Gjennomsnittlig referanseverdi for 2020 markert med grønn stiplet linje med 1 SD i lys grønn. Heltrukken modell-linje indikerer en signifikant modell, stiplet indikerer ikke signifikant.

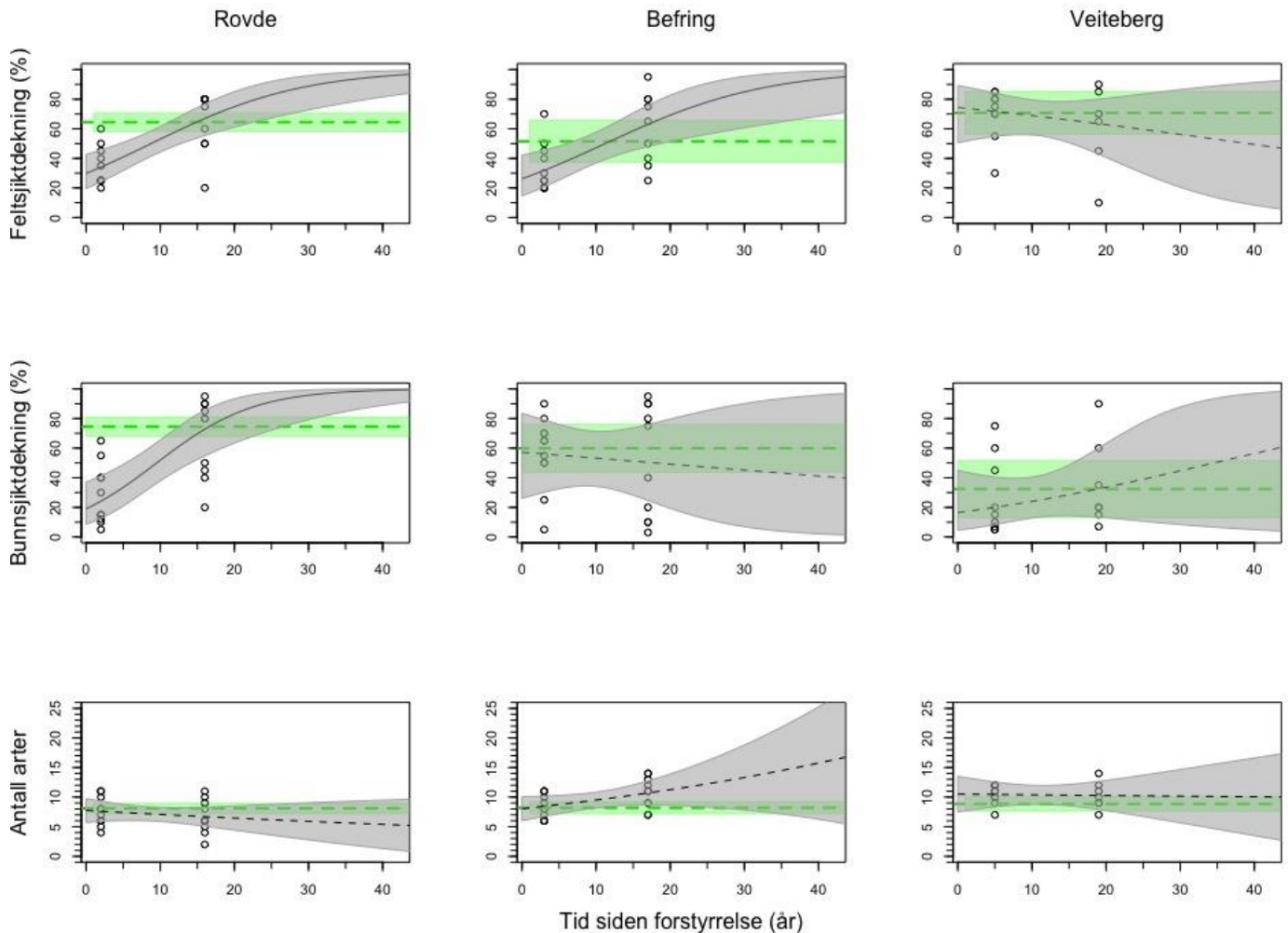
Tabell 3. Restaureringstid for Befring, Veiteberg og Rovde. Grunnet bevegelsen i motsatt retning av referanseverdien i modellen for Befring, er TTR for denne lokaliteten ikke mulig å regne ut, og har derfor fått verdien I/G (ikke gjeldende). Veiteberg og Rovde har fire mulige restaureringstidspunkt hver, basert på om modellene er lineære ($TTR_{L-0.5D}$ og TTR_{L-1SD}) eller asymptotiske ($TTR_{A-0,01SD}$ og TTR_{A-1SD}), og om tidspunkt for restaurering er bestemt til 1 standardavvik (TTR_{L-1SD} og TTR_{A-1SD}) eller 0 (0,01 for asymptotiske modeller). Standardavvik fra referansegjennomsnitt hentet fra 2020-data. Signifikante modeller markert med fet skrift.

	$TTR_{L-0.5D}$	$TTR_{A-0,01SD}$	TTR_{L-1SD}	TTR_{A-1SD}
ROVDE	32	116	28	44
BEFRING	I/G	I/G	I/G	I/G
VEITEBERG	39	143	24	26

3.3 | Endring i bunn- og feltsjiktdekning

Resultatet av modellering for feltsjikt og bunnsjikt, ga en gjennomgående kort restaureringstid for alle lokalitetene. For feltsjiktdekning nådde alle lokalitetene sine referanseverdier før andre registrering (16-19 år etter forstyrrelse) (Tabell 4). Feltsjiktet for Veiteberg hadde en utvikling mot en lavere dekning enn det som var registrert i 2006, i kontrast med Rovde og Befring, som begge økte (Fig. 12). Feltsjiktdekning for Rovde og Befring var signifikant, det var ikke Veiteberg.

Bunnsjiktet på Befring bevegde seg i retning bort fra referansen, men denne modellen var ikke signifikant (Fig. 12). Modellen for Veiteberg hadde nådd referansegjennomsnittet innen andre registrering, men heller ikke denne var signifikant. Rovde var den eneste lokaliteten med signifikant modell for bunnsjikt, og nådde referanseverdier rundt andre registrering.



Figur 62. Tid til restaurering prediksjoner for "antall arter", "feltsjiktdekning (%)" og "bunnsjiktdekning (%)" for hver av rørgatene. For TTR-prediksjoner av feltsjiktdekning (%) og bunnsjiktdekning (%) brukte vi GLM med normalfordelte feil og for antall arter brukte vi GLM med poissonfordelte feil. Alle figurenes x akse viser tid siden forstyrrelse. Modell-linja er markert i grått med enten stiplet (ikke signifikant) eller heltrukken (signifikant) linje og 95% CI. Referanseverdier (verdier fra 2020) markert med grønn, stiplet linje, og 0,5 SD på hver side.

Tabell 4. TTR for feltsjiktdekning, bunnsjiktdekning og artsantall for Rovde, Befring og Veiteberg. Tidspunkt hentet fra skjæringspunktet mellom modeller (laget med GLM), og referansegjennomsnittet (fra 2020 dataene) for hver lokalitet. Signifikante prediksjoner i fet skrift, og ikke signifikante i parentes.

	ROVDE	BEFRING	VEITEBERG
FELTSJIKTDEKNING (%)	15	12	(7)
BUNNSJIKTDEKNING (%)	17	(-7)	(19)
ANTALL ARTER	(-6)	(1)	(156)

3.4 | Endring i artsantall

Ved første registrering hadde både Befring og Veiteberg et høyere artsantall enn referansen (Fig. 12). Befring var den eneste lokaliteten der GLM-modellen predikerte en økning i artsantallet over tid, men med en utvikling bort fra referansen. Det var kun Veiteberg som bevegde seg i retning mot referansen, og TTR var her 156 år (Tabell 4). Ingen av modellene fra analysen var signifikante, og alle lokaliteter hadde gjennomsnittlige verdier i nærheten av referansen ved begge registreringer. Rovde var den eneste lokaliteten som hadde lavere gjennomsnittlig artsantall på rørgaten enn referansen, 7,6 i 2006 og 6,7 i 2020 (Tabell 5). Referansene for alle lokalitetene hadde ganske like verdier, med gjennomsnitt på 8,2 arter per rute.

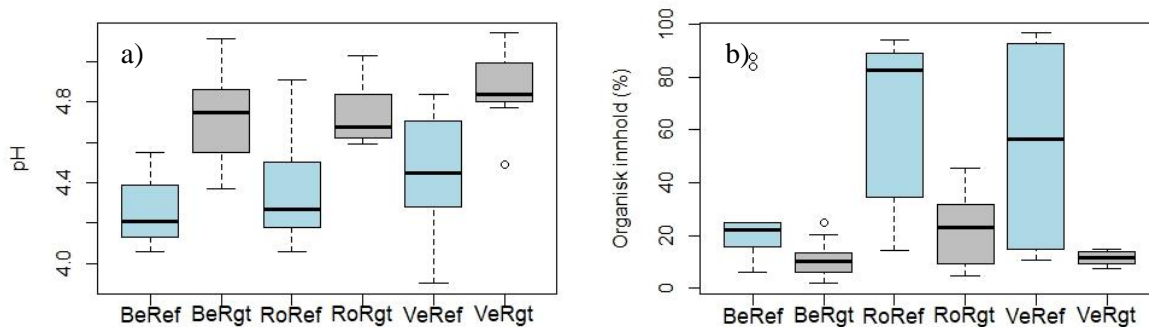
Tabell 5. Oversiktstabell over antall arter registrert, antall analyseruter og gjennomsnitt av arter per rute totalt og for de ulike lokalitetene (Rovde, Befring og Veiteberg) i 2006 og 2020.

ANTALL ARTER, ANALYSERUTER OG ARTSGJENNOMSNIITT

		ALLE			ROVDE			BEFRING			VEITEBERG		
		Arter	Ruter	Gjn.	Arter	Ruter	Gjn.	Arter	Ruter	Gjn.	Arter	Ruter	Gjn.
2006	Totalt	105	114	8,1									
	Hele	85	60	8,5	50	20	8	49	22	8,5	43	18	8,9
	Rgt	63	30	8,8	32	10	7,6	37	11	8,5	29	9	10,4
	Ref	51	30	8,1	33	10	8,4	26	11	8,2	23	9	7,3
2020	Hele	81	54	8,7	40	20	7,4	52	20	9,5	40	14	9,6
	Rgt	59	27	9,1	24	10	6,7	40	10	10,7	26	7	10,3
	Ref	58	27	8,3	29	10	8,1	33	10	8,2	27	7	8,9

3.5 | pH og organisk materiale

Alle rutene hadde relativt sur jord – pH-verdier varierte fra 3,9 til 5,1, hvor 50 % av verdiene lå innenfor 4,3 og 4,8 (Fig 13 & Vedlegg. 3). TukeyHSD-testen avdekket at det var signifikant forskjell på pH-verdiene mellom rørgate og referansrutene deres på alle lokalitetene ($p < 0,05$). Størst forskjell i pH var det på Befring der gjennomsnittet for referansrutene var 4,2 mens gjennomsnittet for rørgaterutene var 4,7. Alle rørgateverdiene var statistisk like mellom alle lokalitetene, dette var også alle referansene.



Figur 17. Figur (a) Boxplot av pH-verdier og (b), organisk materiale i % (høyre) for alle rørgatene (fra venstre: Befring, Rovde og Veiteberg). Referanser markert med blå, og rørgater med grå.

Det var stor forskjell på mengde organisk materiale mellom alle rutene med verdier fra 2 til 96% (Fig. 13 & Vedlegg. 3). Gjennomsnittet for rørgaterutene over alle tre studieområdene var relativt lavt (15 %), noe som var vesentlig lavere enn gjennomsnittet for referansrutene (50 %). TukeyHSD-testen viste at det var signifikante forskjeller mellom rørgateruter og referansruter i to av tre områder: Rovde ($p = 0,006$) og Veiteberg ($p = 0,018$). Befring fikk en p-verdi på 0,291, og var dermed ikke signifikant. Rovde hadde gjennomsnittlige verdier på 65 % organisk materiale for referansen og 22 % for rørgaten, og hadde dermed det høyeste organiske innholdet innenfor hver av gruppene (rørgate/referanse). Det organiske innholdet i referansen til Befring lå markant lavere enn både Rovde og Veiteberg med et gjennomsnitt på 31 % (se Vedlegg 3 for alle verdier).

Spearman's korrelasjonstest viste at pH korrelerte sterkt negativt med organisk materiale ($r = -0,63$), som betyr at jo høyere pH det var jo mindre organisk materiale ville det være.

4 | Diskusjon

4.1 | Prediksjoner av tid til restaurering basert på ORBA

Resultatene våre for tid til restaurering (TTR) med ORBA viser at artssammensetningen på rørgatene for to av tre studieområder (Rovde og Veiteberg) endrer seg signifikant mot den valgte referansevegetasjonen. De lineære modellene predikerer TTR innen 24_{1SD} - 39_{0SD} år for Veiteberg, og 28_{1SD} - 32_{0SD} år for Rovde, mens de asymptotiske modellene predikerer at det vil ta 26_{1SD} - $143_{0,01SD}$ år for Veiteberg og 44_{1SD} - $116_{0,01SD}$ år for Rovde. Andre studier finner som regel at suksesjonshastigheten avtar over tid etter forstyrrelse (Myster & Pickett, 1994; Foster & Tilman, 2000; Moral et al., 2010; Chang et al., 2019), dette gjelder også for studier som har brukt ORBA (Auestad et al., 2020; Rydgren et al., 2019; Rydgren et al., 2020). De nevnte ORBA-studiene kom frem til at de asymptotiske modellene for tid til restaurering samsvarer bedre med denne avtagende suksesjonshastigheten, og at de lineære modellene ga for optimistiske prediksjoner i forhold til lokalitetenes tilstand. Sammenligninger mellom to studier med ORBA av fire lokaliteter fra det samme området, men med henholdsvis to (Auestad et al., 2020) eller tre (Rydgren et al., 2020) registreringstidspunkt, viser at de lineære modellene (tre av fire) predikerer en noe lenger restaureringstid med inkludering av et tredje registreringstidspunkt. Dette støtter ytterligere synspunktet at den asymptotiske modellen passer utviklingen bedre, og er bedre tilpasset avtagende suksesjonshastighet over tid (Myster & Pickett, 1994; Foster & Tilman, 2000; Moral et al., 2010; Chang et al., 2019). Det kan forventes at disse resultatene også er overførbare til vårt datasett, da modellene er nokså like de i tidligere studier. Det var ikke noe mønster i forskjellene i de asymptotiske modellene med to eller tre registreringer (Auestad et al., 2020; Rydgren et al. 2020). Et tredje punkt vil uansett gi en mer nøyaktig modell for vegetasjonsutviklingen.

Definisjonen på restaurering påvirker også prediksjoner om tid til restaurering. Påvirkning på økosystem er synlig i landskapet i lang tid etter et inngrep (Turner & Gardner, 2015), et restaurert økosystem vil derfor sjelden bli helt likt det det engang var (SER, 2004). Det er dermed mulig at artssammensetningen aldri vil nå målet om fullstendig restaurering ($0/0,01$ SD fra referansegjennomsnittet). Asymptotiske modellprediksjoner med 1 SD (Rydgren et al., 2019) kan derfor ofte vise seg å være et mer realistisk mål for TTR, da dette mindre strenge kriteriet tar hensyn til permanente forskjeller forårsaket av forstyrrelse. Valg av referanseruter har også innvirkning på hvor tidlig målet med 1 SD nås. Dette kommer tydelig frem på den asymptotiske modellen for Veiteberg, som har svært stor variasjon i referanseverdier, og dermed blir restaurert raskt ifølge den asymptotiske modellen med restaureringstidspunkt satt til 1 SD.

Resultatene fra Befring viser at rørgatevegetasjonen i økende grad blir ulik omgivelsen. Den mest sannsynlige grunnen til denne utviklingen er behandlingen av rørgatetraséen. Hogst og beiting hindrer den naturlige suksesjonen, og fører til en annen artssammensetning enn omgivelsene, hvor hogst ikke har blitt utført de seinere år, og beitetrykket er lavere. Når vegetasjonen på rørgaten jevnlig blir forstyrret i mye større grad enn det referanse-vegetasjonen blir, vil referansen være et uopnåelig mål. Valg av referansevegetasjon som samsvarer med målet for restaureringen er derfor svært viktig for TTR-prediksjoner, noe Rydgren et al. (2019) også argumenterer for. Et bedre referansevalg for Befring kan dermed føre til en annen modell av utviklingen, og kanskje til og med en modell som viser at også rørgatevegetasjonen her gradvis blir likere referansevegetasjonen. Et bedre referansevalg for Befring kunne være ei eng, som også forstyrres regelmessig. Men da forstyrrelsesmønsteret heller ikke her er en optimal sammenligning, kan ikke rørgaten forventes å utvikle seg på helt samme måte. Den uregelmessige forstyrrelsen av rørgatetraséen gjør at lokaliteten aldri vil nå en vegetasjonsbalanse, og gir lokaliteten dårlige forutsetninger for TTR-prediksjoner. I vårt tilfelle kan i tillegg nytt valg av ruter ved andre registrering ha medført større forskjeller mellom referansene og rørgaterutene, og dermed forsterket bevegelsesmønsteret for rørgatevegetasjonen bort fra referansevegetasjonen. Vi har dessuten kun to tidspunkt (2006 og 2020), noe Rydgren et al. (2019) advarte mot ettersom få tidspunkt kan gi usikre modeller. Likevel har vi fått signifikante modeller for to av lokalitetene. Det er åpenbart at flere enn to registreringer ville vært fordelaktig for TTR-resultatene på Befring, og ville gitt mer nøyaktig modeller for alle lokaliteter. Den lange tiden mellom de to registreringene legger likevel til rette for mer nøyaktige TTR-prediksjoner enn om tidspunktene hadde ligget nær hverandre (jf. Rydgren et al., 2019). Lengden på rørgaten på Befring, og ikke minst den store høydeforskjellen på 280 meter mellom nedre og øvre del, gjør at datasettet inneholder mye vegetasjonsvariasjon, noe som kan ha forsterket den spesielle utviklingen på Befring. Selv om rørgaten på Rovde også går over et nokså langt område, med tilnærmet like stor høydeforskjell, er det her ikke like stor variasjon i vegetasjonen, da store deler av omgivelsene er preget av lynchhei.

4.2 | Prediksjoner av tid til restaurering med univariate variabler

Det er kun tre av ni univariate modeller, basert på de biotiske variablene artsantall, feltsjikt- og bunnsjiktdekning, som gir signifikante prediksjoner for tid til restaurering med GLM. Modellene som er signifikante har svært rask restaureringstid, og så å si alle har nådd referanseverdier innen andre registrering. Mens de resterende modellene allerede har nådd 1 SD, og er tilsynelatende restaurert, etter første registrering (med unntak av artsantall for

Veiteberg). Disse resultatene skilte seg fra modellene for artssammensetning som indikerte at rørgatene er svært forskjellig fra omgivelsene ved begge registreringer og ikke vil bli restaurert før 26-143 år (både modeller for 0/0,01 og 1 SD) etter forstyrrelse. Dataene våre tydeliggjør derfor at univariate, biotiske variabler som artsantall og sjiktdekning ikke er gode indikatorer på restaureringssuksess når målet er gjenoppretting av et økosystem tilnærmet lik sin opprinnelse. Valg av variabler for evaluering av restaureringstiltak burde derfor reflektere målet med restaureringen, om det er restaurering av økosystemet som en helhet, eller kun en økning i artsantall og tildekning av naken jord.

Resultatene fra korrelasjonstesten mellom pH og organisk materiale viser en signifikant negativ korrelasjon. Dette er ikke overraskende, da nedbrytingen av organisk materiale forårsaker surere jordforhold (Odland, 2016), og forklarer også forskjellen i pH-verdier mellom rørgaterutene og referansene. Ettersom vi kun har ett tidspunkt for registreringer av organisk materiale og pH, er det ikke mulig å gjøre noen prediksjoner om restaureringstid for disse variablene. Tidligere studier med lignende resultater ved første registrering (Rydgren et al., 2011), har vist at selv om univariate variabler som sjiktdekning og artsantall er tilbake til referanseverdier, tar dette lenger tid for organisk materiale og pH å oppnå. Disse jordvariablene følger heller en likere utvikling som artssammensetning (Rydgren et al., 2020). Det er derfor rimelig å anta at restaureringstiden for disse variablene, også i vårt tilfelle, er lenger enn andre univariate variabler. Selv om artsantall og sjiktdekning har oppnådd referanseverdier, vil ikke økosystemet være tilbake til sin opprinnelige stand (Urbanska et al., 1997), noe som kommer til uttrykk i jordvariablene. Jordkvaliteten har dermed en egenverdi som gjør dem verdt å inkludere i evalueringen av restaureringsprosjekt (SER, 2019).

4.3 | Effekten av såing ved restaurering

Av de tre rørgatene vi undersøkte er det kun én, Rovde, som er tilsådd. Sammenlignet med Veiteberg, den andre rørgaten med signifikante modeller for artssammensetning, ligger TTR for de strengeste asymptotiske modellene med 0/0,01 SD på 116 år for Rovde og 143 år for Veiteberg. Selv om Rovde i dette tilfellet har kortere TTR enn Veiteberg, noe som var uforventet grunnet tilsåing, er 116 år fortsatt svært lang tid, og er derfor ikke et godt resultat. Det er sannsynlig at den lange suksesjonstiden til Veiteberg er grunnet dårlig utføring av restaureringstiltaket, og ikke har noe med manglende tilsåing å gjøre. Dataene våre er heller ikke optimale for å bedømme om tilsåing har en negativ eller positiv effekt på restaureringstiden. Det begrensede antallet lokaliteter, og mangel på lokaliteter med forskjellig

behandling, men med like forutsetninger (klima og berggrunn), gjør det vanskelig å trekke noen konklusjon angående tilsåing som restaureringsmetode.

Tidligere studier av såing har funnet at arter som inngår i kommersielle frøblandinger enda er til stede over 20 år etter såing (Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2016). Dette er også tilfelle på Rovde, hvor engkvein ble registrert i alle rørgaterutene i 2020, 16 år etter såing. Arten hadde også en gjennomsnittlig smårutefrekvens på 13 av 16 i rørgaterutene i 2020, men ble ikke registrert i referanserutene. Dette tilsier at arten har høy etableringsevne på Rovde der den har blitt sådd, men etter hva vi har erfart er sjansen for spredning lav. Det er mulig at arten likevel har spredt seg, men da til ingen av referanserutene vi undersøkte. Mangelen på spredning kan være grunnet (1) andre miljøforhold utenfor rørgaten, (2) at plantene har dårlig frøsettingsevne, eller (3) mangel på åpen jord, og derfor spiresteder, utenfor rørgaten. Tilsådde arter med høy etableringsevne har vist seg å holde artsantall nede og hindre etableringen av stedegne arter på restaurerte områder (Roovers et al. 2005; Hagen et al., 2014). Dette kan også være tilfelle for rørgaten på Rovde. Den høye smårutefrekvensen av engkvein tyder på at arten tar opp store deler av feltsjiktet, og kan dermed hindre etableringen av arter fra nærliggende områder. Noe som nedgangen i gjennomsnittlig artsantall i rørgatevegetasjonen fra 7,6 i 2006 til 6,7 i 2020 indikerer. Det er uvisst om den høye forekomsten av engkvein vil hjelpe med etableringen av stedegne arter på rørgaten etter hvert (Bayfield, 1996; Gretarsdottir et al., 2004; Kidd et al., 2006), eller om arten vil holde seg konkurransesterk (Barni et al., 2007; Rydgren et al., 2011; Hagen et al., 2014; Rydgren et al., 2016), slik den har gjort til nå. Dersom den høye forekomsten av engkvein vedvarer, og dessuten hindrer etablering av stedegne arter, er det tvilsomt at rørgaten restaureres etter det referansemålet vi har valgt.

Tilsåing utføres ofte for å legge til rette for etableringen av stedegne arter, basert på idéen om at rask restaurering er hindret av lav tilgjengeligheten på frø, manglende spiresteder eller en kombinasjon av disse (Fenner & Thomason, 2005; Turnbull et al., 2005). Det har likevel blitt vist at naturlig restaurering kan gi like gode forutsetninger for fullstendig restauring som det aktiv restaurering med såing gjør (Šebelíková et al., 2019). Dette er grunnet den store mengden frø som allerede er til stede i jorda. Frøbanken i det øverste jordlaget har vist seg å ha en likere artssammensetning med den overjordiske vegetasjonen enn med dypere jordlag (Rydgren & Hestmark, 1997; Zhang et al., 2001; Skrindo & Halvorsen, 2008). For å kunne dra nytte av den frøbanken som allerede er til stede, vil det derfor være viktig å ta vare på det øverste jordlaget ved inngrep (Kidd et al., 2006). Dette kan derfor gi bedre resultater for restaurering sammenlignet med tiltak utført med tilsåing (Skrindo & Pedersen, 2004).

Referanseliste:

- Auestad, I., Nilsen, Y. & Rydgren, K. (2018). Environmental restoration in hydropower development—lessons from Norway. *Sustainability*, 10:1-12.
<https://doi.org/10.3390/su10093358>
- Auestad, I., Rydgren, K. & Halvorsen, R., (2020). Dataset properties affect the performance of the ordination regression-based approach (ORBA) in predicting time to recovery. *Ecological Engineering*, 152:1-10.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105875>
- Bakken, T. H., Aase, A. G., Hagen, D., Sundt, H., Barton, D. N. & Lujala, P. (2014). Demonstrating a new framework for the comparison of environmental impacts from small- and large-scale hydropower and wind power projects. *Journal of Environmental Management*, 140:93-101.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.01.050>
- Barni, E., Freppaz, M. & Siniscalco, C. (2007). Interactions between vegetation, roots, and soil stability in restored high-altitude ski runs in the alps. *Arctic, Antarctic and Alpine Research*, 39:25–33.
[https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2007\)39\[25:IBVRAS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2007)39[25:IBVRAS]2.0.CO;2)
- Bayfield, N.G. (1996) Long-term changes in colonization of bulldozed ski pistes at Cairn Gorm, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, 33:1359-1365.
<https://doi.org/10.2307/2404776>
- Brudvig, L. A. (2017). Editorial: Toward prediction in the restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 54:1013-1017.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12940>
- Brudvig, L. A., Barak, R. S., Bauer, J. T., Caughlin, T. T., Laughlin D. C., Larios, L., Matthews, J. W., Stuble, K. L., Turley, N. E. & Zirbel, C. R. (2017). Interpreting variation to advance predictive restoration science. *Journal of Applied Ecology*, 54: 1018-1027.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12938>
- Baar, J. (1996) The ectomycorrhizal flora of primary and secondary stands of *Pinus sylvestris* in relation to soil conditions and ectomycorrhizal succession. *Journal of Vegetation*

Science, 7:497–504.

<https://doi.org/10.2307/3236298>

Chang, C.C., Halpern, C.B., Antos, J.A., Avolio, M.L., Biswas, A., Cook, J.E., Moral, R.d., Fischer, D.G., Holz, A., Pabst, R.J., Swanson, M.E. & Zobel, D.B. (2019). Testing conceptual models of early plant succession across a disturbance gradient. *Journal of ecology*, 107:517-530.

<https://doi.org/10.1111/1365-2745.13120>

Clewell, A. F. & Aronson, J. (2013) *Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession* (2nd ed). Island Press

Crawley, M. J. (2013) *The R book* (2nd ed). Wiley.

Davis, M. A. & Slobodkin, L. B. (2004). The science and values of restoration ecology. *Restoration Ecology*, 12:1-3.

<https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.0351.x>

Fenner, M. & Thomason, K. (2005). *The Ecology of Seeds*. Cambridge University Press.

Foster, B.L. & Tilman, D. (2000). Dynamic and static views of succession: Testing the descriptive power of the chronosequence approach. *Plant Ecology*, 146:1-10.

<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009895103017>

Gretarsdottir, J., Aradottir, A.L., Vandvik, V., Heegaard, E. & Birks, H.J.B. (2004) Long-term effects of reclamation treatments on plant succession in Iceland. *Restoration Ecology*, 12:268-278.

<https://doi.org/10.1111/j.1061-2971.2004.00371.x>

Hagen, D. & Skrindo, A. B. (red.). (2010). Restaurering av natur i Norge – et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. *NINA temahefte 42:1-114*.

Hagen, D., Hansen, T-I., Graae, B. J. & Rydgren, K. (2014). To seed or not to seed in alpine restoration: Introduced grass species outcompete rather than facilitate native species. *Ecological Engineering*, 64:255-261.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.030>

Henriksen, S. & Hilmo, O. (2015). Påvirkningsfaktorer. Norsk rødliste for arter 2015. *Artsdatabanken*.

<http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Pavirkningsfaktorer>

- Hill, M. O. & Gauch Jr, H. G. (1980). Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. *Vegetatio*, 42:47-58.
<http://doi.org/10.1007/BF00048870>
- IPBES. R. Scholes, L. Montanarella, A. Brainich, N. Barger, B. ten Brink, M. Cantele, B. Erasmus, J. Fisher, T. Gardner, T. G. Holland, F. Kohler, J. S. Kotiaho, G. Von Maltitz, G. Nangendo, R. Pandit, J. Parrotta, M. D. Potts, S. Prince, M. Sankaran and L. Willemen (eds.). (2018) Summary for policymakers of the assessment report on land degradation and restoration of the Intergovernmental Science Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. *IPBES secretariat*.
- IUCN. (2020). IUCN 2019: International union for conservation of nature annual report 2019, page 1-52.
- Kidd, J.G., Streever, B. & Jorgenson, M.T. (2006). Site characteristics and plant community development following partial gravel removal in an arctic oilfield. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research*, 38:384-393.
[https://doi.org/10.1657/1523-0430\(2006\)38\[384:SCAPCD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1657/1523-0430(2006)38[384:SCAPCD]2.0.CO;2)
- Kremen, C. & Merenlender A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362:1-9.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.aau6020>
- Krogstad, T. (1992) Metoder for jordanalyse. *Rapport nr. 6/92*. Institutt for Jordfag Ås-NLH, ISSN 0803-1304.
- Lid, J. & Lid, D. T. (2005). *Norsk flora* (7. Utgåve). Elven, R (red.) Det Norske Samlaget.
- Lillesund, A. F., Hagen, D., Michelsen, O., Foldvik, A., & Barton, D. N. (2017). Comparing land use impacts using ecosystem quality, biogenic carbon emissions, and restoration costs in a case study of hydropower plants in Norway. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 22:1384–1396.
<https://doi.org/10.1007/s11367-017-1263-5>
- Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M. & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536:143-145.
<http://dx.doi.org/10.1038/536143a>

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press.
- Moen, A. (1998). *Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon*. Statens kartverk.
- Moral, R.D., Saura, J.M. & Emenegger, J.N. (2010). Primary succession trajectories on a barren plain, Mount St. Helens, Washington. *Journal of Vegetation Science*, 21:857-867.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01189.x>
- Myster, R.W. & Pickett, S.T.A. (1994). A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old fields. *Ecology*, 75:387-392.
<https://doi.org/10.2307/1939542>
- Newbold T., Hudson L.N., Hill S.L.L., Contu S., Lysenko I., Senior R.A., 4Börger L., Bennett D.J., Choimes A., Collen B., Day J., De Palma A., Díaz S., Echeverria-5Londoño S., Edgar M.J., Feldman A., Garon M., Harrison M.L.K., Alhousseini T. ... Purvis A. (2015). Global effects of land use on local terrestrial biodiversity. *Nature*, 520:45-50.
<https://doi.org/10.1038/nature14324>
- NGU (2021a). Berggrunn – Nasjonal bergrunnsdatabase. *Geo.ngu*.
<https://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>
- NGU (2021b). Løsmasser – Nasjonal løsmassedatabase. *Geo.ngu*.
<https://geo.ngu.no/kart/losmasse/>
- Nordbakken, J.F. & Rydgren, K. 2007. En vegetasjonsøkologisk undersøkelse av fire rørgater på Vestlandet. *Norges vassdrags- og energidirektorat. Rapport nr. 16, side 1-33*.
- Norsk Klimaservicesenter (2021). *Seklima – Observasjoner og værstatistikk: «Nedbør i forhold til normalen 1991-2020» og «Middeltemperatur»*. Hentet april 2021.
<https://seklima.met.no/>
- Odland, A. (2016) *Planteøkologi: Miljø og tilpasning, kapittel 7 side, 213-242*. Fenris
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, McGlenn, D., P., Minchin, P. R., O'Hara, R.B., Simpson, G. L., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E. & Wagner, H. (2019). Community ecology package: Ordination, diversity and

- dissimilarities. *Version 2.5-6*.
<http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- R Development Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing.
<https://cran.r-project.org>
- Reid, J. L. (2015). Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Suganuma and Durigan. *Restoration Ecology*, 23:519-520.
<https://doi.org/10.1111/rec.12254>
- Roovers, P., Gulinck, H. & Hermy, M. (2005). Experimental assessment of initial revegetation on abandoned paths in temperate deciduous forest. *Applied Vegetation Science*, 8:139-148.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2005.tb00639.x>
- Ruiz-Jaen, M. C. & Aide, T. M. (2005). Restoration success: How is it being measured? *Restoration Ecology*, 13:569-577.
<https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00072.x>
- Rydgren, K. & Hestmark, G. (1997). The soil propagule bank in a boreal old-growth spruce forest: changes with depth and relationship to aboveground vegetation. *Canadian Journal of Botany*, 75:121-128.
<http://dx.doi.org/10.1139/b97-014>
- Rydgren, K., Auestad, I., Hamre, L.N., Hagen, D., Rosef, L. & Skjerdal, G. (2016). Long-term persistence of seeded grass species: an unwanted side effect of ecological restoration. *Environmental Science and Pollution Research*, 23: 13591–13597.
<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4161-z>
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Auestad, I. & Hamre, L.N. (2013). Ecological design is more important than compensatory mitigation for successful restoration of alpine spoil heaps. *Restoration Ecology*, 21:17-25.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00865.x>
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Odland, A. & Skjerdal, G. (2011). Restoration of alpine spoil heaps: Successional rates predict vegetation recovery in 50 years. *Ecological*

Engineering, 37:294-301.

<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.022>

Rydgren, K., Halvorsen, R., Töpper, J., Auestad, I., Hamre, L.N., Jongejans, E., & Sulavik, J. (2019) Advancing restoration ecology: A new approach to predict time to recovery. *Journal of Applied Ecology*, 56:225-234.

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13254>

Rydgren, K., Auestad, I., Halvorsen, R., Hamre, L.N., Jongejans, E., Töpper, J., & Sulavik, J. (2020). Assessing restoration success by predicting time to recovery – But by which metric? *Journal of Applied Ecology*, 57:390-401.

<https://doi.org/10.1111/1365-2664.13526>

Schwanitz, A. J., Weierling, A. & Shah, P. (2017). Assessing the impact of renewable energy on regional sustainability – A comparative study of Sogn og Fjordane (Norway) and Okinawa (Japan). *Sustainability*, 9:1-29.

<https://doi.org/10.3390/su9111969>

Šebelíková, L., Csicsek, G., Kirmer, A., Vítovcová, K., Ortmann-Ajkai, A., Prach, K. & Řehouňková, K. (2019). Spontaneous revegetation versus forestry reclamation – Vegetation development in coal mining spoil heaps across central Europe. *Land Degradation & Development*, 30:348-356.

<https://doi.org/10.1002/ldr.3233>

SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) (2004). The SER international primer on ecological restoration (version 2), page 1-16.

www.ser.org & Tucson: Society for Ecological Restoration International.

Skrindo, A.B. & Halvorsen, R. (2008). Natural revegetation on forest topsoil and subsoil along roadsides in boreal forest. *Applied Vegetation Science*, 11:483-490.

<https://doi.org/10.3170/2008-7-18552>

Skrindo, A.B. & Pedersen, P.A. (2004). Natural revegetation of indigenous roadside vegetation by propagules from topsoil. *Urban Forestry & Urban Greening*, 3:29-37.

<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2004.04.002>

Turnbull, L.A., Manley, L. & Rees, M. (2005). Niches, rather than neutrality, structure a grassland pioneer guild. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*,

272:1357-1364.

<http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2005.3084>

Turner, M.G. & Gardner, R.H. (2015). *Landscape ecology in theory and practice, pattern and process* (2nd ed). Springer

Urban, D.L. (2006). *Chapter II: A modelling framework for restoration ecology*. In: Falk, D.A., Palmer, M.A. & Zedler, J.B. (eds.) *Foundations of restoration ecology*. Island Press.

Urbanska, K.M., Webb, N.R. & Edwards P.J. (1997). *Restoration Ecology and Sustainable Development*. Cambridge University Press.

van der Heijden, M. G. A., Boller, T., Wiemken, A. & Sanders, I.R. (1998) Different arbuscular mycorrhizal fungal species are potential determinants of plant community structure. *Ecology*, 79:2082–2091.

[https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1998\)079\[2082:DAMFSA\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1998)079[2082:DAMFSA]2.0.CO;2)

Waldén, E. & Lindborg, R. (2016). Long term positive effect of grassland restoration on plant diversity – Success or not? *PLoS ONE*, 11:1-16.

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155836>

Warton, D. I., & Hui, F. K. C. (2011). The arcsine is asinine: The analysis of proportions in ecology. *Ecology*, 92:3–10.

<https://doi.org/10.1890/10-0340.1>

Zhang, Z.Q., Shu, W.S., Lan, C.Y. & Wong, M.H. (2001). Soil seed bank as an input of seed source in revegetation of lead/zinc mine tailings. *Restoration Ecology*, 9:378-385.

<https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2001.94007.x>

Karttjenester:

ESRI (2020). ArcGIS Pro 2.7.0.

Kartverket (2021). Topografisk norgeskart.

<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/kartverket/topografisk-norgeskart/>

Kartverket (2021). Topografisk norgeskart gråtone. Hentet fra

<https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/topografisk-norgeskart-graatone/>

Bilder:

Bilder fra 2006 tatt av Jørn Frode Nordbakken.

Bilder fra 2020 tatt av Knut Rydgren, Kine Odden Nystuen og Henriette Bye.

Vedlegg 1

GPS koordinater for ruteplassingene i 2020 av rørgate og referanseruter for de tre rørgatene (Rovde, Befring og Veiteberg).

OMRÅDE	HABITAT	ID	NAVN	BREDDEGRAD	LENGDEGRAD	M.O.H.
ROVDE	Rørgate	1	Ro 1	62.1701809577643	5.79959755763411	274.580200195312
ROVDE	Referanse	2	Ro 2	62.1703696344047	5.79842995852231	285.154663085937
ROVDE	Rørgate	3	Ro 3	62.1709408611059	5.79810122027993	279.867309570312
ROVDE	Referanse	4	Ro 4	62.1705495938658	5.79765756614506	286.8369140625
ROVDE	Rørgate	5	Ro 5	62.1714478824287	5.79651796258985	279.38671875
ROVDE	Referanse	6	Ro 6	62.1711675915867	5.79632501117885	276.502807617187
ROVDE	Rørgate	7	Ro 7	62.171514602378	5.7963600475341	274.33984375
ROVDE	Referanse	8	Ro 8	62.1713374089449	5.79567885026335	274.099487304687
ROVDE	Rørgate	9	Ro 9	62.1744995657354	5.79473664052784	250.54736328125
ROVDE	Referanse	10	Ro 10	62.1746998932212	5.7939251884818	267.370361328125
ROVDE	Rørgate	11	Ro 11	62.1749242767691	5.79535639844834	241.414916992187
ROVDE	Referanse	12	Ro 12	62.1751007996499	5.7948438450694	260.40087890625
ROVDE	Rørgate	13	Ro 13	62.1751784998923	5.79574699513614	239.01171875
ROVDE	Referanse	14	Ro 14	62.1753873769193	5.79528640955686	250.307006835937
ROVDE	Rørgate	15	Ro 15	62.1754232514649	5.79606072977185	240.453735351562
ROVDE	Referanse	16	Ro 16	62.176337884739	5.79522036015987	229.879150390625
ROVDE	Rørgate	17	Ro 17	62.1777840144932	5.79553426243364	196.954345703125
ROVDE	Referanse	18	Ro 18	62.1777913067489	5.79464779235422	208.490112304687
ROVDE	Rørgate	19	Ro 19	62.1781597752124	5.79522429965436	189.98486328125
ROVDE	Referanse	20	Ro 20	62.178211575374	5.79441812820732	196.4736328125
BEFRING	Rørgate	21	Be 1	61.5937785152345	6.63831492885947	584.122314453125
BEFRING	Referanse	22	Be 2	61.5936853922903	6.63815408013761	589.64990234375
BEFRING	Rørgate	23	Be 3	61.5946882031857	6.63750364445149	592.774169921875
BEFRING	Referanse	24	Be 4	61.5946788992732	6.63718798197805	593.7353515625
BEFRING	Rørgate	25	Be 5	61.5991308633238	6.63725042715668	589.169189453125
BEFRING	Referanse	26	Be 6	61.5992353018373	6.63781687617301	591.091796875
BEFRING	Rørgate	27	Be 7	61.5994290914386	6.6374738048762	582.43994140625
BEFRING	Referanse	28	Be 8	61.5994015987962	6.63780312985181	596.85986328125
BEFRING	Rørgate	29	Be 9	61.6012302786111	61.6012302786111	604.069580078125
BEFRING	Referanse	30	Be 10	61.6011318750679	6.6404565051198	582.43994140625
BEFRING	Rørgate	31	Be 11	61.6022200975567	6.64119553752243	565.376953125
BEFRING	Referanse	32	Be 12	61.6020792815834	6.64064761251211	575.7109375
BEFRING	Rørgate	33	Be 13	61.6046060901135	6.64018660783767	482.223388671875
BEFRING	Referanse	34	Be 14	61.6045621689409	6.64011284708976	476.936279296875
BEFRING	Rørgate	35	Be 15	61.6058409120887	6.63901238702237	426.707641601562
BEFRING	Referanse	36	Be 16	61.6056817397475	6.63822758942842	427.6689453125
BEFRING	Rørgate	37	Be 17	61.6064403858035	6.63848818279802	410.845947265625
BEFRING	Referanse	38	Be 18	61.6063566505908	6.63805969990789	396.186157226562
BEFRING	Rørgate	39	Be 19	61.6065854765474	6.63827033713459	402.674926757812
BEFRING	Referanse	40	Be 20	61.606679521501	6.63739384151995	391.860107421875
VEITEBERG	Rørgate	41	Ve 1	61.6239464096724	6.63739166222512	440.166015625
VEITEBERG	Referanse	42	Ve 2	61.6240899916738	6.63793447427451	447.135498046875
VEITEBERG	Rørgate	43	Ve 3	61.6236760094761	6.63742351345717	436.32080078125
VEITEBERG	Referanse	44	Ve 4	61.6234937030822	6.63711916655302	499.767333984375
VEITEBERG	Rørgate	45	Ve 5	61.6223501600325	6.63888657465577	393.78271484375
VEITEBERG	Referanse	46	Ve 6	61.6220388561487	6.63905404508113	389.216552734375
VEITEBERG	Rørgate	47	Ve 7	61.622252696752	6.63905614055693	389.216552734375
VEITEBERG	Referanse	48	Ve 8	61.6220907401293	6.63877576589584	384.890625
VEITEBERG	Rørgate	49	Ve 9	61.6222309693694	6.63922788575291	387.053588867187
VEITEBERG	Referanse	50	Ve 10	61.6222441289573	6.63932763040065	381.285766601562
VEITEBERG	Rørgate	51	Ve 11	61.6215564776211	6.63930910639464	352.2060546875
VEITEBERG	Referanse	52	Ve 12	61.6216580662876	6.64005115628242	371.192016601562
VEITEBERG	Rørgate	53	Ve 13	61.6213315911591	6.63921724073588	361.578857421875
VEITEBERG	Referanse	54	Ve 14	61.6212312597781	6.63849581032991	349.322143554687

Vedlegg 2

Artsfrekvens i % (fkv) og gjennomsnittlig smårutefrekvens (SRF) for rørgater og referansen i Rovde, Befring og Veiteberg.

ROVDE										
<i>Latinske navn</i>	Norske navn	Ref06		Rgt06		Ref20		Rgt20		
<i>Latinske navn</i>	Norske navn	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	10	2	0	-	10	3	20	3	
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Bløkkebær	30	3	10	3	40	8	-	-	
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	-	-	20	1	70	10	20	4	
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	-	-	10	1	-	-	-	-	
<i>Juniperus communis</i>	Einer	50	1	10	1	-	-	10	1	
<i>Kalmia angustifolia</i>	Greplyng	-	-	-	-	10	12	-	-	
<i>Andromeda polifolia</i>	Hvitlyng	30	6	-	-	40	6	-	-	
<i>Erica tetralix</i>	Klokkelyng	40	3	-	-	40	10	20	1	
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	10	3	10	2	10	3	-	-	
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	10	1	-	-	10	2	10	2	
<i>Arctostaphylos alpinus</i>	Rypebær	10	7	-	-	-	-	-	-	
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	90	12	40	3	80	16	90	13	
<i>Picea sitchensis</i>	Sitkagran	-	-	-	-	10	4	10	2	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	40	5	-	-	50	11	10	4	
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam	30	6	30	2	-	-	10	5	
<i>Melampyrum pratense</i>	Engmarimjelle	-	-	-	-	30	2	-	-	
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmarihand	10	2	10	1	-	-	-	-	
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	20	1	10	1	-	-	20	2	
<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre	-	-	-	-	20	6	-	-	
<i>Polygala serpyllifolia</i>	Heiblåfjør	-	-	20	1	10	2	-	-	
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	10	4	10	4	10	14	-	-	
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	10	3	10	1	20	3	-	-	
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	-	-	-	-	-	-	10	15	
<i>Lycopodiella inundata</i>	Myrkråkefot	10	3	-	-	-	-	-	-	
<i>Cirsium palustre</i>	Myrtistel	-	-	-	-	-	-	10	2	
<i>Narthecium ossifragum</i>	Rome	50	4	10	1	20	9	10	2	
<i>Drosera rotundifolia</i>	Rund soldogg	10	6	-	-	-	-	-	-	
<i>Trifolium pratense</i>	Rødkløver	-	-	10	1	-	-	-	-	
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	-	-	-	-	-	-	10	2	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Skogmarimjelle	10	1	-	-	-	-	-	-	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	10	2	-	-	10	7	10	10	
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	10	8	20	1	40	6	30	7	
<i>Chamaepericlymenum sueticum</i>	Skrubbær	20	3	10	2	50	4	-	-	
<i>Listera cordata</i>	Småtvblad	10	1	-	-	-	-	-	-	
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	40	3	80	3	50	5	90	9	
<i>Trichophorum cespitosum</i>	Bjønnskjegg	20	3	10	1	50	12	-	-	
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	-	-	40	1	10	6	20	16	
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	10	2	-	-	-	-	-	-	
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskull	10	10	-	-	10	12	-	-	
<i>Juncus supinus</i>	Dysiv	-	-	20	2	-	-	-	-	
<i>Luzula multiflora coll.</i>	Engfrytle	-	-	10	1	10	4	20	2	
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	-	-	70	13	-	-	100	13	
<i>Poa pratensis coll</i>	Engrapp	-	-	10	2	-	-	-	-	
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	-	-	-	-	-	-	10	2	
<i>Juncus squarrosus</i>	Heisiv	30	1	40	2	10	16	10	6	
<i>Carex binervis</i>	Heistarr	20	2	10	2	10	1	10	6	
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	10	2	-	-	-	-	-	-	
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Knereverumpe	-	-	10	16	-	-	-	-	
<i>Carex panicea</i>	Kornstarr	10	1	-	-	10	12	-	-	
<i>Lolium perenne</i>	Raigras	-	-	20	9	-	-	-	-	
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	-	-	50	2	-	-	-	-	
<i>Carex nigra</i>	Slåtestarr	-	-	-	-	20	9	30	7	
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	40	5	10	2	40	11	70	8	
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	20	2	30	6	-	-	-	-	
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	20	1	10	4	-	-	-	-	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	-	-	10	2	-	-	10	13	

<i>Phleum pratense</i>	Timotei	-	-	70	8	-	-	-	-
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	20	12	10	1	10	2	-	-
<i>Poa annua</i>	Tunrapp	-	-	10	1	-	-	-	-

BEFRING

Latinske navn	Norske navn	Ref06		Rgt06		Ref20		Rgt20	
		Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	9	1	18	1	-	-	10	8
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Bløkkebær	9	2	-	-	-	-	-	-
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	82	10	30	4	80	12	60	4
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	-	-	10	1	-	-	-	-
<i>Picea abies</i>	Gran	-	-	-	-	-	-	10	1
<i>Salix phylicifolia</i>	Grønnvier	-	-	50	1	-	-	30	3
<i>Andromeda polifolia</i>	Hvitlyng	9	9	-	-	-	-	-	-
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	27	6	10	9	-	-	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	36	1	10	1	30	3	10	1
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	27	12	10	2	-	-	20	3
<i>Salix caprea</i>	Selje	-	-	-	-	-	-	10	6
<i>Salix glauca</i>	Sølvvier	-	-	-	-	-	-	10	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	27	9	-	-	20	14	10	2
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnkam	-	-	-	-	10	10	-	-
<i>Melampyrum pratense</i>	Engmarimjelle	45	2	-	-	10	2	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	-	-	-	-	30	11	20	9
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	-	-	10	1	-	-	10	6
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Flekkmarihand	-	-	10	1	-	-	-	-
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	45	2	40	2	40	8	20	4
<i>Leodontum autumnalis</i>	Følblom	-	-	-	-	-	-	30	9
<i>Oxalis acetosella</i>	Gaukesyre	18	2	-	-	30	11	10	10
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	-	-	20	2	-	-	10	2
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving	18	3	-	-	20	9	-	-
<i>Trifolium repens</i>	Hvitkløver	-	-	10	1	-	-	10	16
<i>Ranunculus repens</i>	Krypsoleie	-	-	20	4	10	13	20	11
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	-	-	20	2	-	-	20	11
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras	-	-	-	-	-	-	10	1
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	45	9	-	-	30	4	-	-
<i>Alchemilla sp</i>	Marikåpe-art	-	-	10	1	-	-	-	-
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	9	5	10	2	-	-	-	-
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	-	-	10	1	20	9	80	13
<i>Cirsium palustre</i>	Myrtistel	-	-	-	-	10	2	-	-
<i>Achillea millefolium</i>	Ryllik	-	-	-	-	10	1	-	-
<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg	-	-	-	-	20	8	10	1
<i>Gnaphalium norvegicum</i>	Setergråurt	-	-	-	-	-	-	30	2
<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogburkne	-	-	-	-	20	2	-	-
<i>Omalotheca sylvatica</i>	Skoggråurt	-	-	10	1	-	-	-	-
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Skogmarimjelle	9	1	-	-	-	-	-	-
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	-	-	-	-	-	-	20	10
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	55	4	40	3	50	4	40	4
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubber	73	14	20	13	40	12	10	10
<i>Oreopteris limbosperma</i>	Smørtelg	-	-	-	-	20	3	-	-
<i>Listera cordata</i>	Småtveblad	9	1	-	-	20	2	10	14
<i>Hieracium sp</i>	Sveve-art	-	-	-	-	-	-	10	4
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	55	5	80	3	30	2	70	9
<i>Cerastium fontanum</i>	Ugrasarve	-	-	10	3	-	-	-	-
<i>Euphrasia sp.</i>	Øyentrøst_sp.	-	-	-	-	-	-	10	1
<i>Carex pallescens</i>	Bleikstarr	-	-	10	1	-	-	-	-
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	55	9	40	3	-	-	-	-
<i>Luzula multiflora coll.</i>	Engfrytle	-	-	50	1	-	-	40	2
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	-	-	50	2	50	9	100	14
<i>Poa pratensis coll</i>	Engrapp	-	-	-	-	20	3	10	1
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	-	-	10	2	10	7	30	9
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltomotei	9	1	10	1	-	-	-	-
<i>Carex canescens</i>	Gråstarr	-	-	-	-	-	-	10	15

<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	-	-	20	2	30	8	40	7
<i>Carex ovalis</i>	Harestarr	-	-	10	2	10	6	10	4
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	36	3	40	3	20	4	30	5
<i>Agrostis stolonifera</i>	Krypkvein	9	16	10	16	-	-	-	-
<i>Juncus effusus</i>	Lyssiv	-	-	10	1	-	-	-	-
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstarr	-	-	-	-	10	3	20	6
<i>Carex nigra</i>	Slåtestarr	9	1	30	5	10	1	-	-
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	91	16	50	7	80	15	40	11
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	-	-	20	2	-	-	-	-
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	-	-	-	-	10	5	-	-
<i>Carex pauciflora</i>	Sveltstarr	9	10	-	-	-	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	18	2	80	2	10	2	80	12
<i>Phleum pratense</i>	Timotei	-	-	-	-	-	-	10	5
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	9	1	10	3	-	-	-	-
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	-	-	20	3	10	8	30	9
<i>Poa annua</i>	Tunrapp	-	-	-	-	-	-	-	-

VEITEBERG

<i>Latinske navn</i>	Norske navn	Ref06		Rgt06		Ref20		Rgt20	
		Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	11	1	22	3	-	-	14	9
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	22	4	-	-	29	12	14	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	78	10	-	-	71	10	14	3
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	11	1	44	1	-	-	29	5
<i>Picea abies</i>	Gran	11	1	11	1	-	-	-	-
<i>Salix phylicifolia</i>	Grønnvier	-	-	67	1	-	-	-	-
<i>Alnus incana</i>	Gråor	-	-	11	1	-	-	-	-
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	-	-	-	-	43	15	-	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	11	1	22	1	29	2	-	-
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	56	6	67	5	29	16	43	12
<i>Salix caprea</i>	Selje	-	-	22	2	-	-	29	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	67	12	-	-	43	15	-	-
<i>Epilobium anagallidifolium</i>	Dvergmjølke	11	1	-	-	-	-	-	-
<i>Melampyrum pratense</i>	Engmarimjelle	67	2	-	-	57	7	57	3
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	-	-	11	4	-	-	29	7
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	11	1	-	-	-	-	-	-
<i>Stellaria graminea</i>	Grasstjerneblom	-	-	-	-	-	-	14	11
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	11	2	-	-	-	-	-	-
<i>Ajuga pyramidalis</i>	Jonsokkoll	-	-	-	-	-	-	14	4
<i>Veronica officinalis</i>	Legeveronika	-	-	33	2	-	-	29	11
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	44	5	11	2	43	6	14	7
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	-	-	44	2	29	9	71	10
<i>Achillea ptarmica</i>	Nyseryllik	-	-	-	-	14	8	-	-
<i>Athyrium filix-femina</i>	Skogburkne	-	-	-	-	-	-	14	4
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Skogmarimjelle	11	1	-	-	-	-	-	-
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	11	12	-	-	29	2	14	8
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	56	9	-	-	29	12	-	-
<i>Silene rupestris</i>	Småsmelle	-	-	11	2	-	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i>	Småsyre	11	7	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	44	5	89	6	57	9	100	13
<i>Carex pallescens</i>	Bleikstarr	-	-	33	2	-	-	14	1
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	11	2	-	-	29	13	-	-
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	11	2	44	3	14	9	-	-
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskull	-	-	-	-	14	7	-	-
<i>Luzula multiflora coll.</i>	Engfrytle	-	-	22	1	14	1	29	3
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	11	10	78	7	43	12	100	13
<i>Poa pratensis coll.</i>	Engrapp	-	-	-	-	-	-	14	1
<i>Festuca pratensis</i>	Engsvingel	-	-	11	1	-	-	-	-
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	11	1	22	3	29	16	-	-
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	11	2	44	3	29	11	86	9

<i>Carex ovalis</i>	Harestarr	-	-	22	1	-	-	71	7
<i>Agrostis canina</i>	Hundekvein	-	-	-	-	14	14	14	2
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	22	1	22	1	14	4	43	2
<i>Danthonia decumbens</i>	Knegras	-	-	-	-	-	-	14	11
<i>Poa nemoralis</i>	Lundrapp	-	-	11	3	-	-	-	-
<i>Juncus effusus</i>	Lyssiv	-	-	56	6	-	-	-	-
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	-	-	-	-	14	3	-	-
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstarr	-	-	67	4	-	-	-	-
<i>Carex nigra</i>	Slåtestarr	-	-	11	1	29	15	29	9
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	89	12	11	3	57	12	29	9
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	11	1	67	4	-	-	-	-
<i>Carex pauciflora</i>	Sveltstarr	-	-	-	-	14	16	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	-	-	44	3	29	9	29	13
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	11	2	11	7	43	6	57	10

Vedlegg 3

Økologiske variabler for Rovde, Befring og Veiteberg.

ID.	UNDER-SØKT	RUTE	OMRÅDE	HABITAT	FELTSJIKT	BUNNSJIKT	ARTSANTALL	PH-VERDI	ORGANISK INNHOLD
1	2006	RO-01	Rovde	Rørgate	60	40	8	I/G	I/G
2	2006	RO-02	Rovde	Referanse	60	20	9	I/G	I/G
3	2006	RO-03	Rovde	Rørgate	25	55	11	I/G	I/G
4	2006	RO-04	Rovde	Referanse	70	15	6	I/G	I/G
5	2006	RO-05	Rovde	Rørgate	25	15	5	I/G	I/G
6	2006	RO-06	Rovde	Referanse	50	65	9	I/G	I/G
7	2006	RO-07	Rovde	Rørgate	50	12	7	I/G	I/G
8	2006	RO-08	Rovde	Referanse	80	20	6	I/G	I/G
9	2006	RO-09	Rovde	Rørgate	40	30	11	I/G	I/G
10	2006	RO-10	Rovde	Referanse	80	40	8	I/G	I/G
11	2006	RO-11	Rovde	Rørgate	25	15	6	I/G	I/G
12	2006	RO-12	Rovde	Referanse	60	60	8	I/G	I/G
13	2006	RO-13	Rovde	Rørgate	35	5	8	I/G	I/G
14	2006	RO-14	Rovde	Referanse	50	60	12	I/G	I/G
15	2006	RO-15	Rovde	Rørgate	45	10	6	I/G	I/G
16	2006	RO-16	Rovde	Referanse	30	95	10	I/G	I/G
17	2006	RO-17	Rovde	Rørgate	25	65	10	I/G	I/G
18	2006	RO-18	Rovde	Referanse	25	65	8	I/G	I/G
19	2006	RO-19	Rovde	Rørgate	20	40	4	I/G	I/G
20	2006	RO-20	Rovde	Referanse	75	70	8	I/G	I/G
21	2006	BE-01	Befring	Rørgate	25	50	6	I/G	I/G
22	2006	BE-02	Befring	Referanse	80	5	10	I/G	I/G
23	2006	BE-03	Befring	Rørgate	50	5	6	I/G	I/G
24	2006	BE-04	Befring	Referanse	75	80	9	I/G	I/G
25	2006	BE-05	Befring	Rørgate	70	55	9	I/G	I/G
26	2006	BE-06	Befring	Referanse	60	60	8	I/G	I/G
27	2006	BE-07	Befring	Rørgate	20	50	6	I/G	I/G
28	2006	BE-08	Befring	Referanse	30	95	12	I/G	I/G
29	2006	BE-09	Befring	Rørgate	40	80	11	I/G	I/G
30	2006	BE-10	Befring	Referanse	75	80	11	I/G	I/G
31	2006	BE-11	Befring	Rørgate	45	25	11	I/G	I/G
32	2006	BE-12	Befring	Referanse	80	30	7	I/G	I/G
33	2006	BE-13	Befring	Rørgate	25	65	10	I/G	I/G
34	2006	BE-14	Befring	Referanse	90	1	9	I/G	I/G
35	2006	BE-15	Befring	Rørgate	30	65	8	I/G	I/G
36	2006	BE-16	Befring	Referanse	85	40	9	I/G	I/G
37	2006	BE-17	Befring	Rørgate	20	70	8	I/G	I/G
38	2006	BE-18	Befring	Referanse	70	80	6	I/G	I/G
39	2006	BE-19	Befring	Rørgate	20	70	7	I/G	I/G
40	2006	BE-20	Befring	Referanse	90	70	5	I/G	I/G
41	2006	BE-21	Befring	Rørgate	20	90	11	I/G	I/G
42	2006	BE-22	Befring	Referanse	30	95	8	I/G	I/G
43	2006	VE-01	Veiteberg	Rørgate	55	45	11	I/G	I/G
44	2006	VE-02	Veiteberg	Referanse	60	60	10	I/G	I/G
45	2006	VE-03	Veiteberg	Rørgate	80	60	11	I/G	I/G
46	2006	VE-04	Veiteberg	Referanse	30	85	6	I/G	I/G
47	2006	VE-05	Veiteberg	Rørgate	85	10	10	I/G	I/G
48	2006	VE-06	Veiteberg	Referanse	60	80	6	I/G	I/G
49	2006	VE-07	Veiteberg	Rørgate	85	5	9	I/G	I/G
50	2006	VE-08	Veiteberg	Referanse	70	15	5	I/G	I/G
51	2006	VE-09	Veiteberg	Rørgate	80	15	12	I/G	I/G
52	2006	VE-10	Veiteberg	Referanse	20	90	5	I/G	I/G
53	2006	VE-11	Veiteberg	Rørgate	75	7	12	I/G	I/G
54	2006	VE-12	Veiteberg	Referanse	75	60	7	I/G	I/G
55	2006	VE-13	Veiteberg	Rørgate	30	75	7	I/G	I/G
56	2006	VE-14	Veiteberg	Referanse	65	10	11	I/G	I/G
57	2006	VE-15	Veiteberg	Rørgate	70	5	12	I/G	I/G
58	2006	VE-16	Veiteberg	Referanse	80	15	8	I/G	I/G
59	2006	VE-17	Veiteberg	Rørgate	70	20	10	I/G	I/G
60	2006	VE-18	Veiteberg	Referanse	40	80	8	I/G	I/G
61	2020	RO-01	Rovde	Rørgate	80	20	6	4,7	26,3
62	2020	RO-02	Rovde	Referanse	50	85	7	4,5	15,0
63	2020	RO-03	Rovde	Rørgate	80	45	4	4,6	28,5
64	2020	RO-04	Rovde	Referanse	70	80	6	4,2	86,0
65	2020	RO-05	Rovde	Rørgate	50	85	2	4,8	19,7

66	2020	RO-06	Rovde	Referanse	70	75	11	4,5	88,9
67	2020	RO-07	Rovde	Rørgate	60	80	8	4,8	5,9
68	2020	RO-08	Rovde	Referanse	70	45	9	4,4	79,1
69	2020	RO-09	Rovde	Rørgate	80	40	11	4,6	45,5
70	2020	RO-10	Rovde	Referanse	65	65	10	4,3	34,4
71	2020	RO-11	Rovde	Rørgate	20	90	9	4,6	31,6
72	2020	RO-12	Rovde	Referanse	65	80	9	4,9	14,4
73	2020	RO-13	Rovde	Rørgate	75	95	5	4,7	34,3
74	2020	RO-14	Rovde	Referanse	75	95	7	4,3	93,8
75	2020	RO-15	Rovde	Rørgate	80	50	6	5,0	9,2
76	2020	RO-16	Rovde	Referanse	85	75	9	4,3	92,7
77	2020	RO-17	Rovde	Rørgate	80	80	10	4,7	13,9
78	2020	RO-18	Rovde	Referanse	50	75	5	4,2	87,3
79	2020	RO-19	Rovde	Rørgate	50	90	6	5,0	4,9
80	2020	RO-20	Rovde	Referanse	45	70	8	4,1	62,4
81	2020	BE-01	Befring	Rørgate	80	10	14	4,9	13,6
82	2020	BE-02	Befring	Referanse	65	50	4	4,1	21,3
83	2020	BE-03	Befring	Rørgate	80	20	7	4,7	20,5
84	2020	BE-04	Befring	Referanse	25	70	7	4,1	24,9
85	2020	BE-05	Befring	Rørgate	40	90	12	5,1	4,0
86	2020	BE-06	Befring	Referanse	85	10	9	4,4	87,5
87	2020	BE-07	Befring	Rørgate	95	3	9	4,7	25,1
88	2020	BE-08	Befring	Referanse	80	45	9	4,2	83,8
89	2020	BE-09	Befring	Rørgate	50	75	14	4,8	13,7
90	2020	BE-10	Befring	Referanse	30	95	8	4,2	23,5
91	2020	BE-11	Befring	Rørgate	35	90	11	4,6	10,1
92	2020	BE-12	Befring	Referanse	55	85	11	4,4	19,2
93	2020	BE-13	Befring	Rørgate	65	40	13	5,1	1,9
94	2020	BE-14	Befring	Referanse	5	90	6	4,2	11,9
95	2020	BE-15	Befring	Rørgate	50	80	11	4,8	6,3
96	2020	BE-16	Befring	Referanse	25	100	10	4,1	22,6
97	2020	BE-17	Befring	Rørgate	25	95	9	4,4	10,7
98	2020	BE-18	Befring	Referanse	85	35	10	4,6	6,1
99	2020	BE-19	Befring	Rørgate	75	10	7	4,5	9,2
100	2020	BE-20	Befring	Referanse	60	20	8	4,4	15,7
101	2020	VE-01	Veiteberg	Rørgate	70	60	9	4,8	7,4
102	2020	VE-02	Veiteberg	Referanse	40	80	9	4,6	96,5
103	2020	VE-03	Veiteberg	Rørgate	65	35	7	4,5	14,4
104	2020	VE-04	Veiteberg	Referanse	85	15	12	4,5	14,2
105	2020	VE-05	Veiteberg	Rørgate	85	15	12	4,8	9,2
106	2020	VE-06	Veiteberg	Referanse	90	15	8	3,9	89,3
107	2020	VE-07	Veiteberg	Rørgate	10	90	14	4,8	13,6
108	2020	VE-08	Veiteberg	Referanse	95	1	6	4,4	96,0
109	2020	VE-09	Veiteberg	Rørgate	45	7	11	5,1	9,1
110	2020	VE-10	Veiteberg	Referanse	75	1	6	4,1	56,5
111	2020	VE-11	Veiteberg	Rørgate	70	20	9	5,1	11,7
112	2020	VE-12	Veiteberg	Referanse	20	95	9	4,8	10,8
113	2020	VE-13	Veiteberg	Rørgate	90	20	10	4,9	15,0
114	2020	VE-14	Veiteberg	Referanse	90	20	12	4,8	15,5

Vedlegg 4

Oversiktstabell.

Område		Rovde	Befring	Veiteberg	
Ferdigstilt		2004	2003	2001	
Rørgate behandling		Sådd med grasfrøblanding	Ikke sådd	Ikke sådd	
Antall analyseruter for hvert år	2006	Rørgate	10	11	9
	2006	Referanse	10	11	9
	2020	Rørgate	10	10	7
	2020	Referanse	10	10	7
Rørgatelengde (meter)		1500	2000	960	
Rørgate (moh.)		30-300	300-580	290-450	
Årlig nedbør (mm)		2204	1915		
Gjennomsnittstemperatur (°C), normalperioden 1991-2020	Årlig	7,3	7,1		
	Januar	2	1		
	Juli	14,1	15,4		