



Høgskulen
på Vestlandet

BACHELOROPPGÅVE

Vegetasjonsdynamikk etter naturinngrep:
revegetering av ei alpin røyrgate

Vegetation dynamics after disturbance: alpine restoration of a
buried penstock

Vilde Henriksen Skinlo og Vilde Stensland Vinje

Kandidatnummer: 401 og 416

Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur

Fakultet for ingeniør- og naturvitskap (FIN)

Rettleiar: Knut Rydgren

Innleveringsdato: 03.06.2022

Eg stadfestar at arbeidet er sjølvstendig utarbeida, og at referansar/kjeldetilvisingar til alle kjelder som er brukt i arbeidet er oppgitt, jf. Forskrift om studium og eksamen ved Høgskulen på Vestlandet, § 12-1.

Samandrag

Vasskraftutbygging er arealkrevjande og etterlet seg sår i landskapet. Det aukande behovet for fornybar energi har ført til store naturøydeleggingar og har gjort det naudsynt å utvikle effektive restaureringsmetodar. Suksesjon er ein langsam prosess, og gode reiskap er avgjerande for å vurdere om restaureringa går i riktig retning.

Denne undersøkinga baserer seg på vegetasjonsanalysar av ei røyrgate og omgjevnadane, utført på to tidspunkt; først i 2006 (3 år etter forstyrring) av Jørn Frode Nordbakken og Knut Rydgren, deretter av oss i 2021 (18 år etter forstyrring). Ved sistnemnde tidspunkt vart det også samla inn jordprøvar for analysar av pH og organisk materiale. Vi brukte data på artssamansetting for å predikere tid til restaurering med «ordination-regression based approach» (ORBA). Vi samanlikna resultatata for tid til restaurering basert på det fulle datasettet med prediksjonar basert på deldatasett med redusert tal på referanseruter. Resultata frå ORBA vart også samanlikna med resultat frå modellering av tid til restaurering for feltsjikt, ein enklare variabel som er meir hyppig brukt for å vurdere restaureringssuksess.

Resultata våre viser at vegetasjonen på røyrgata blir likare den i omgjevnaden, men at det går langsamt. ORBA prediksjonar av artssamansetting varierte frå 44 og 60 år med lineære modellar, til 64 og 282 år med asymptotiske. Med den univariate variabelen feltsjikt vart tid til restaurering betrakteleg kortare, med eit resultat at vegetasjonen var restaurert etter 17 år, altså allereie innan andre undersøkingstidspunkt. Den store skilnaden i restaureringstidspunkt avdekkar at univariate variablar er lite eigna til å predikere tid til restaurering, medan den lange restaureringstida kan tyde på at tilsåing ikkje er ein gunstig restaureringsmetode. Resultat for tid til restaurering basert på reduserte datasett viste at det er mogleg å få ganske like estimat med halvert datasett (12 referanseruter) som med fult datasett (24 ruter). Analysane av jordforholda avdekkar signifikante forskjellar mellom røyrgata og omgjevnaden, noko som kan forklare den lange restaureringstid.

Vi oppfordrar til vidare utvikling av metodar som ORBA, og fleire undersøkingar på datasetteigenskapar som til dømes betydninga av mengd referansedata. Vi vil frårå tilsåing som restaureringsmetode til fordel for andre meir passande metodar som naturleg revegetering. Registrering og samanlikning av jordforhold er eit viktig moment i restaureringsøkologi for å skape eit fullstendig bilete av restaureringsprosessen.

NØKKEWORD

ORBA, restaureringsøkologi, artssamansetting, referansedata, røyrgate, tid til restaurering

Abstract

The development of hydropower requires large amounts of land as well as leaving marks in the landscape. The growing demand for renewable energy has caused a soar in the degradation of nature which in turn has made it necessary to develop efficient methods of restoration. Succession is a slow process which makes it essential to develop reliable tools to assess the effectiveness of the restoration.

This research is based on vegetation analyses of a seeded buried penstock and its undisturbed surroundings which were made at two separate occasions: initially in 2006 (3 years after disturbance) by Jørn frode Nordbakken and Knut Rydgren, and then again by us in 2021 (18 years after disturbance). The latter also included the collection of soil samples to analyse pH-values and organic matter. Species composition data was used to make predictions of time to recovery by applying the “ordination-regression-based approach” (ORBA). Subsequently we compared the time to recovery predictions from the full dataset with predictions based on sub-datasets with a limited number of reference plots. The results from ORBA were also compared to results from modelling time to recovery for total cover of vascular plants, a more generic univariate attribute which is often used to evaluate restoration success.

The results indicate that the vegetation of the buried penstock becomes more similar to the vegetation of its undisturbed surroundings over time, however it's a slow process. The ORBA predictions for species composition varied from 44 and 60 years with linear models and 64 and 282 years with asymptotic models. Analyses with the univariate attribute total cover resulted in considerably shorter predictions of restoration time; the vegetation being fully restored after only 17 years, even before the second point of data collection. The large difference in restoration time indicates that the use of univariate attributes is unsuitable to predict time to recovery. Furthermore, the long restoration time for species composition suggests that seeding is not suited as a method of restoration. Time to recovery predictions based on the reduced datasets showed that it is possible to acquire similar time to recovery predictions using half the amount of reference plots. Soil conditions differed significantly between the samples from the buried penstock and those from the undisturbed surroundings, this could be a part of the explanation for the long restoration time.

We encourage further improvements of methods such as ORBA as well as more enquiries into the properties of datasets, such as the significance of the amount of reference data. We also advice against using seeding as a method of restoration and encourage the use of more appropriate methods such as natural restoration. In the field of restoration ecology, collection and comparison of soil conditions are essential to create a holistic understanding of the process of restoration.

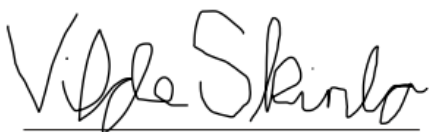
KEYWORDS

ORBA, restoration ecology, species composition, reference data, buried penstock, time to recovery

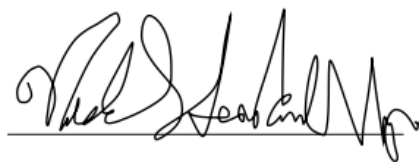
Forord

Bacheloroppgåva er den avsluttande delen av studiet Landskapsplanlegging med landskapsarkitektur ved Høgskulen på Vestlandet. Med unntak av feltarbeid som vart gjennomført i August 2021, er oppgåva i all hovudsak skriven våren 2022. Vi har lært mykje og fått innsikt i eit spanande fagmiljø blant lærarar og elevar.

Vi vil takke rettleiaren vår, Knut Rydgren, for god støtte og hjelp under skriving, analysearbeid og tid i felt. Knut har vore ein stor inspirasjonskjelde med mykje kunnskap og engasjement. Vi vil også takke Jørn Frode Nordbakken for tilgang til bilete.



Vilde Henriksen Skinlo



Vilde Stensland Vinje

Sogndal, 02.06.2022

Innholdsliste

Samandrag.....	I
Abstract	II
Forord	IV
1. Innleiing.....	7
2. Materiale, Metode	9
2.1. Områdeskildring	9
2.2. Datainnsamling.....	13
2.2.1. Datainnsamling i 2006.....	13
2.2.2. Datainnsamling i 2021.....	13
2.2.3. Jordprøver	14
2.3. Nomenklatur.....	15
2.4. Statistiske analysar	15
2.4.1. Tid til restaurering med ORBA.....	15
2.4.2. Jordanalysar av pH og organisk materiale	16
2.4.3. Reanalysar på reduserte datasett	16
3. Resultat.....	18
3.1. Ordinasjon og artsutvikling.....	18
3.2. Tid til restaurering for artssamansetting.....	20

3.3.	Tid til restaurering med sjiktvariablar	21
3.4.	Endring i tal på artar	24
3.5.	Skilnader i jordforhold	25
3.6.	Verknad av redusert referansedata	26
4.	Diskusjon	28
4.1.	Tid til restaurering med ORBA	28
4.2.	Tid til restaurering med univariate variablar	28
4.3.	Tilsåing	29
4.4.	Jordfohold	29
4.5.	Val av referansedata	30
4.6.	Råd til forvaltninga	31
5.	Referansar	33
5.1.	Litteratur	33
5.2.	Kart	37
5.3.	Bilete	37
6.	Appendiks	38
6.1.	Vedlegg 1	38
6.2.	Vedlegg 2	41

1. Innleiing

I tråd med befolkningsveksten aukar bruken og behovet for energi. Etterspurnaden av fornybar energi vert særleg større etterkvart som konsekvensane av vårt høge forbruk fossile energikjelder stadig gjer seg meir synlege i form av global oppvarming. Fornybar energi har sine miljømessige fordelar samanlikna med ikkje-fornybare resursar som olje, men utbygginga er svært arealkrevjande og etterlet seg store sår i landskapet. Noreg har ei lang historie knytt til fornybar energi i form av vasskraft, som framleis er den viktigaste kjelda til ikkje-fossil energi i dag (Lincoln, 2005).

Vasskraftutbygginga pregar landskapet med mellom anna store demningar, kraftleidningar, steintippar og røygater (Auestad et al., 2018). Røygater leiar vatn til kraftstasjonar eller vassforsyningar, og dei blir i nokre tilfelle graven ned i terrenget. Det aukande presset på utbygging av fornybar energi kjem ofte i konflikt med berekraftig utvikling sidan utbygginga er ressurskrevjande og medfører degradering av økosystem (Schwanitz et al., 2017). Naturødeleggingane har ført til eit aukande fokus på restaurering innanfor vassdragsutbygging. Dette belyser verdien av vitskapen om restaureringsøkologi som har fått større merksemd, noko som speglar seg i FNs val om å utpeike 2021-2030 til verdas tiår for restaurering (<https://www.decadeonrestoration.org>).

Restaureringsøkologi er endå ein ung vitskap kor det er behov for metodiske forbetringar (Brudvig, 2017; Laughlin, 2014). Inntil nyleg har det vore vanleg å bruke univariate variablar som sjiktdekning og tal på artar for å vurdere restaureringsuksess (Rydgren et al., 2019, 2020). Artssamansetting er ein meir kompleks variabel, og vil gi eit betre bilete av økosystemutviklinga (SER, 2004; Clewell & Aronson, 2013; Reid, 2015; Rydgren et al., 2019) enn dei meir hyppig brukte univariate variablane. Økologisk restaurering er som regel ein langsam prosess og kan ta århundre (Harper & Kershaw, 1996; Jorgenson et al., 2010; Prach, Fajmon, Jongepierová, & Řehounková, 2015), derfor vil det vere verdifullt med metodar som for artssamansettinga kan predikere tid til restaurering. ORBA (ordination regression-based approach) er ein nyare og meir avansert metode for å predikere kor lang tid restaurering av artssammensetning vil ta (Rydgren et al., 2019). Ved å sjå på suksesjongradienten i artssamansettinga over tid kan ein ved ORBA modellere både lineære og asymptotiske modellar av tid til restaurering. Studiar av blant anna Auestad et al. (2020), Sulavik et al. (2020) og Rydgren et al. (2020) har nytta ORBA-metoden og fått resultat som tydar på at det er ein lovande prediksjonsmetode til bruk i restaureringsøkologi. Det finst få studiar så langt, og det vil vere naudsynt med fleire studiar frå andre økosystem.

Det trengs også fleire undersøkingar for å få oversikt over faktorar som påverkar resultatane, mellom anna kvaliteten og kvantiteten på referansedata (Rydgren et al., 2019). Feltarbeid er ressurskrevjande, og kan i nokre tilfelle vere ynskjeleg å effektivisere. Ein kan potensielt spare

ressursar ved å redusere mengd referansedata, men då er det særleg viktig at referansane blir valt ut på ein vitenskapleg god måte. I vurderinga av referanseval er det viktig å ha kunnskap om økosystema og ta i betraktning miljømessige forhold som vegetasjonsvariasjon i området.

Likeins med artssamansetning er også oppbygging av jordsmonn etter inngrep ein langsam prosess, særleg i alpine områder (Kidd, Streever, & Jorgenson, 2006). I økosystem er det eit tett samspel mellom abiotiske og biotiske komponentar (Rydgren et al., 2020). Ulike typar vegetasjon har ulike vilkår for å trivast. Derfor vil det i undersøkingar i samband med restaureringsøkologi vere viktig å ta i betraktning eigenskapar ved jordsmonnet, som til dømes pH og organisk materiale (Rydgren et al., 2019).

I 2006 gjennomførte Nordbakken & Rydgren (2007) ein vegetasjonsøkologisk undersøking av fire rørygater på Vestlandet. Etter rørygata ved Vassetvatnet i Lærdal vart ferdigstilt i 2003, vart den sådd til med ei grasfrøblanding. Vi undersøkte den same rørygata på nytt i 2021, der vi samla inn vegetasjonsdata på og rundt rørygata for å sjå på utviklinga. Vi reanalyserte artssamansetting, tal på artar for karplantar, feltsjiktdekning og botnsjiktdekning. I tillegg har vi samla jordprøver der vi har gjort pH-analysar og målt jordas organiske innhald, noko som ikkje vart gjort i 2006.

I denne oppgåva har vi brukt ORBA-metoden på innsamla vegetasjonsdata frå 2006 og 2021 til å predikere tid til restaurering for rørygata ved Vassetvatnet. Parallelt med resultatata frå ORBA har vi modellert tid til restaurering med dei univariate variablane tal på artar, feltsjiktdekning og botnsjiktdekning for samanlikning med modellane for artssamansetting. Vi har også undersøkt korleis mengd referansedata påverkar resultatata for tid til restaurering ved å utføre gjentakande ordinasjonsanalysar på datasett med gradvis redusert referansedata.

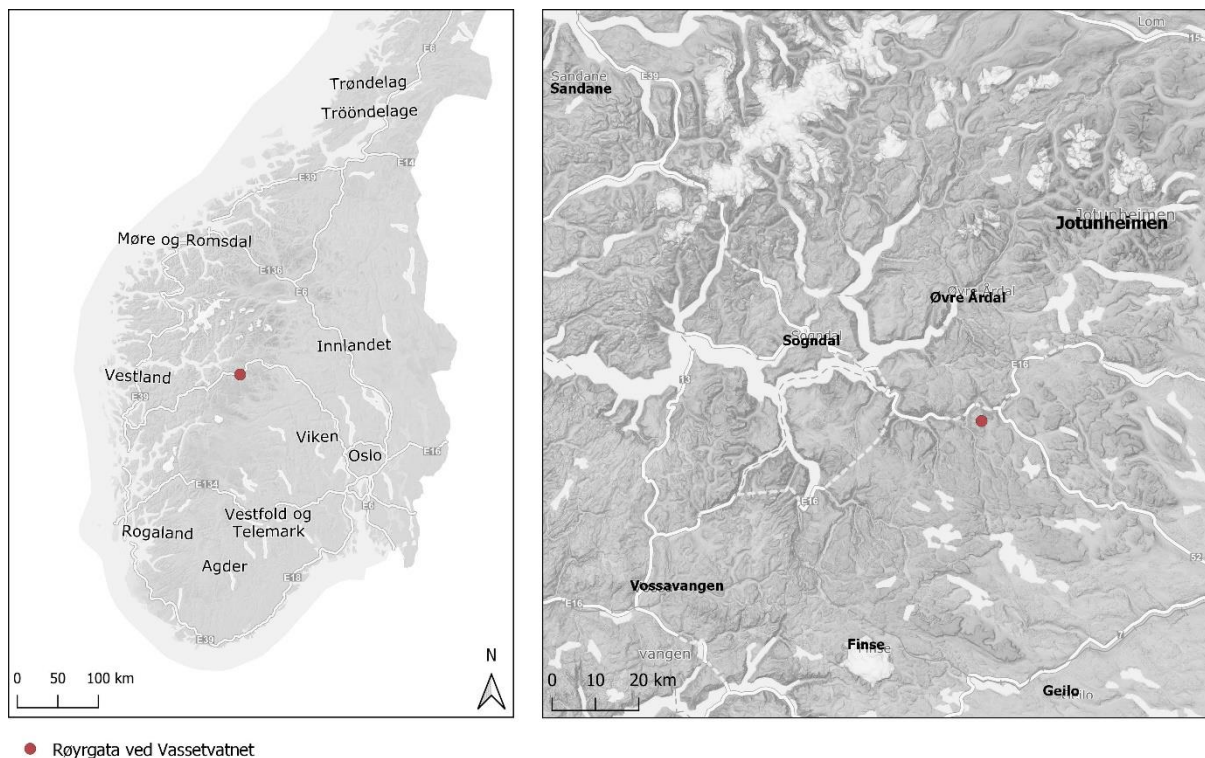
Våre forskningsspørsmål er:

1. Utviklar karplantevegetasjonen på rørygata seg i retning av den uforstyrta vegetasjonen i omgjevnaden (referansen)?
2. Dersom karplantevegetasjonen på rørygata endrar seg mot referansen, kor lang tid vil det ta før den er restaurert?
3. Vil prediksjonane for tid til restaurering vere raskere for dei univariate variablane enn for vegetasjonssamansettinga?
4. Kva verknad har mengd referansedata på tid til restaurering for vegetasjonen?
5. Kor store forskjellar er det i jordforholda mellom rørygata og omgjevnaden?

2. Materiale, Metode

2.1. Områdeskildring

Området vi har studert ligg i Vestland fylke i Lærdal kommune ved Vassetvatnet (Figur 1), 1100-1140 moh. Røyrkata vart ferdigstilt og sådd til i 2003. Den er 430 meter lang, og eigast av Borgund kraft. Den ligg i ein sørvendt fjellside og leiar vatn frå ein bekk ned til Vassetvatnet. Studieområdet ligg i lågalpin sone i svakt oceanisk seksjon (Artsdatabanken, 2022). Gjennomsnittleg årsnedbør for normalperioden 1991-2020 var rundt 750 mm, og gjennomsnittleg årstemperatur var -2 til -1 °C for same periode (SeNorge, 2022). Berggrunnen i området består av kraftig deformert gneis og glimmerskifer (NGU, 2022). Lausmassane består av eit usamanhengande eller tynt dekke av morenemateriale over berggrunnen (NGU, 2022). Røyrkata ved Vassetvatnet ligg i eit ope fjellandskap som vert beita av sau. Kringliggande vegetasjon er prega av lyng, lågtveksande buskar, med innslag av høgstaudar i dei fuktigaste områda.



Figur 1 Oversiktskart som viser posisjonen til røyrkata ved Vassetvatnet i Sør-Noreg og Indre Sogn



Figur 2 Foto av øvste del av røyrgata frå 2006. Foto: Jørn Frode Nordbakken



Figur 3 Foto av øvste del av røyrgata frå 2021. Foto:Knut Rydgren



Figur 4 Foto av røyrgata frå 2006. Foto: Jørn Frode Nordbakken



Figur 5 Foto av røyrgata frå 2021. Foto: Vilde Stensland Vinje



Figur 6 Foto av nedste del av røyrgata frå 2006. Foto: Jørn Frode Nordbakken



Figur 7 Foto av nedste del av røyrgata frå 2021. Foto: Vilde Stensland Vinje

2.2. Datainnsamling

2.2.1. Datainnsamling i 2006

I 2006 vart det gjort ein vegetasjonsøkologisk undersøking ved Vassetvatnet av Nordbakken & Rydgren (2007). Totalt vart det lagt ut 23 prøveflater, 12 på røygata og 11 i den uforstyrta omgjevnadan. Langsetter røygata vart analyserutene tilfeldig plassert nær midten av traséen, og ut til sida for røygaterutene vart det lagt referanseruter i den naturlege vegetasjonen inntil røygatetraseen på tilfeldig side (Nordbakken & Rydgren, 2007). Rutene, á 0,5 × 0,5 m (Figur 8), sine posisjonar vart ikkje merka opp permanent eller registrert med koordinatar. Nordbakken & Rydgren (2007)



Figur 8 Analyse á 0,5 x 0,5 inndelt i 16 småruter. Foto: Knut Rydgren

brukte analyseruter delt opp i 16 småruter, og registrerte kor mange ruter ein art førekom i. Dekning av busk- og tresjikt, feltsjiktthøgde, feltsjiktdekning, botnsjiktdekning, naken jord dekning, strødekning, helling og totalt tal artar vart også registrert for kvar av rutene.

2.2.2. Datainnsamling i 2021

I løpet av tre dagar frå 16.-18. august 2021 gjorde vi nye vegetasjonsregistreringar og samla inn økologiske data på røygata ved Vassetvatnet, 15 år etter Nordbakken & Rydgren (2007). Totalt analyserte vi 24 ruter, 12 røygateruter og 12 referanseruter. Vegetasjonsdata vart samla inn etter same metode som Nordbakken & Rydgren (2007). Helling og eksposisjon vart også registrert for kvar prøveflate slik som i 2006. I 2021 samla vi i tillegg jordprøver for kvar av rutene.

Ruteplassinga vart gjort ved å dele den 430 meter lange røygata inn i fem like lange segment, slik at kvart segment vart 86 meter. På kvart segment la vi ut to tilfeldig plasserte ruter som låg minimum 10 meter frå kvarandre. For kvar rute på røygata la vi også ut ei referanserute i den uforstyrta omgjevnaden inntil røygatetraseen. Dette gjorde vi ved å trekke ei tilfeldig rute langs ei transektlinje på 10 meter parallelt med røygata. Analyserutene, á 0,5 × 0,5 m, vart merka permanent med aluminiumsrør som vi plasserte i jorda ved alle fire hjørna. I tillegg registrerte vi koordinatane til rutene med ein GPS. (Figur 9).



Figur 9 GPS-posisjonane til analyserutene langs rørygata

2.2.3. Jordprøver

Vi samla inn jordprøver for dei 24 rutene på rørygata og i omgjevnaden. Jorda vart tatt frå dei øvste 10 cm på kvar av dei fire sidene av ruta. Etter feltarbeidet vart jordprøvene satt i eit tørkeskap på 40° C i ei veke. Då dei var tørre, sikta vi prøvane gjennom ei stålsikt med 2 mm og 8 mm opning. Sikta vart tørka mellom kvar prøve. Den sikta jorda (partikkelstorleik <2 mm) vart deretter brukt til analyse av pH og organisk materiale.

Ved hjelp av manualen til Krogstad (1992) utførte vi glødetapsanalyse på jordprøvene for å finne mengd organisk materiale. Vi hadde 24 jordprøver, men tok doble prøver frå 5 av rutene (3 frå rørygata og 2 frå omgjevnaden) for ekstra data. 29 diglar vart fyrst brent i 3 timar for feittfjerning og deretter vega. Så vart dei fylt halvfulle med jord og satt inn i tørkeskap ved 105° C over natta, før dei vart avkjølt i eksikator i 30 min og vega på nytt. Vi satt jordprøvene i kald glødeovn med temperatur satt til 500° C, og når temperaturen var nådd stod dei i 3 t for brenning. Etter avkjøling i eksikator i 30 min vega vi jordprøvene igjen. All flytting av diglar vart gjort med klype for å unngå feittmerker. Utrekning av glødetap vart gjort etter formelen til Krogstad (1992).

Vi utførte også pH-analysar etter Krogstad (1992). Vi fylde 24 glas med 10 ml jord og 25 ml destillert vatn. Desse vart rista godt i 2,5 minutt før dei deretter stod i ro i 24 timar. Så vart prøvene

igjen rista i 30 sekund etterfølgt av kvile i 15 minutt slik at sedimenta fekk lagt seg. Eit pH-meter (Radiometer Copenhagen PHM) med ein elektrode vart ført ned i væska i kvar prøve i 2 minutt, og vart kalibrert mot to bufferar med pH 4,00 og pH 7,00. Elektroden vart vaska mellom kvar prøve.

2.3. Nomenklatur

Namnsettinga for karplantar følgjer Lid & Lid (2005).

2.4. Statistiske analysar

2.4.1. Tid til restaurering med ORBA

Vi har nytta R 4.1.2 til statistiske analysar (<https://cran.r-project.org/>).

Vi brukte «ordination regression-based approach» (Rydgren et al., 2019) til å estimere tid til restaurering (TTR) for vegetasjonssamansettinga på røygata. Artssamansettinga vart fyrst analysert med DCA-ordinasjon (Økland, 1990), ein type indirekte gradientanalyse brukt til å studere gradientar i vegetasjonssamansetting. Alle ruter får tilordna ein rutescore basert på informasjon om artssamansetting. Rutescoren representerer plasseringa til rutene langs ordinasjonsaksar skalert i standardavvikeningar. Programpakka Vegan versjon 2.5-6 (Oksanen et al., 2019) vart nytta til DCA-ordinasjonen.

For å bruke ORBA til å predikere TTR, er det naudsynt at den fyrste ordinasjonsaksa representerer ein signifikant suksesjonsgradient. Dette vart statistisk kontrollert ved å utføre ein ANOVA-analyse etterfølgt av ein TukeyHSD post-hoc test.

Etter å ha etablert suksesjonsgradienten, kalkulerte vi suksesjonsavstandar ($d_{jt,0}$) for kvar av røygaterutene frå dei to tidspunkta. Ved å ta røygaterutenes rutescore (x_{jt}) langs suksesjonsgradienten (DCA-akse 1), og trekke dei frå gjennomsnittet av referanserutene sin rutescore (x_0) fekk vi ein verdi for $d_{jt,0}$. (Rydgren et al., 2019). Ved å utføre ein ANOVA-test på referanseverdiane såg vi at det var ein skilnad i artssamansetting mellom referanseruter frå 2006 og 2021, men at denne skilnaden ikkje var signifikant. Analyserutene er ikkje fastruter, dermed kan denne differansen forklarast av referanserutene sine ulike plasseringar på dei to undersøkingstidspunkta. Det er sannsynleg at rutene vi analyserte i 2021 fangar opp annan vegetasjonsvariasjon enn Nordbakken og Rydgren. Differansen kan bli ein forstyrrende faktor, det er dessutan lite sannsynleg at referansevegetasjonen har endra seg betydeleg mellom undersøkingstidspunkta (Rydgren et. al, 2020), derfor har vi valt å bruke gjennomsnittet av

referanseverdiane frå begge årstal til å etablere ein statistisk referanse (Rydgren et al. 2019).

For å estimere TTR brukte vi GLM (general linear models) (Rydgren et al., 2019) for å modellere suksesjonsavstand som ein funksjon av tid sidan forstyrring. Vi lagde to modellar – ein asymptotisk med log-transformerte suksesjonsavstandar MA, og ein lineær med uttransformerte avstandar ML. For kvar av modellane vart det satt to restaureringsmål, eitt for fullstendig restaurering og eitt for tilnærma restaurering. For ML vart gjennomsnittet av referanseverdiane frå 2021 og 2006 satt som fullstendig restaureringsmål, når $d_{j,t,0} = 0$. Den asymptotiske modellen MA, vil aldri nå 0, så her vart ein avstand på 0,01 SD frå referansegjennomsnittet, $d_{j,t,0} = 0,01$, brukt som mål for fullstendig restaurering (Rydgren et al. 2019). Begge modellane sitt mål for tilnærma restaurering vart satt til 1SD frå gjennomsnittet av referanseverdiane frå 2021 og 2006. Konfidensintervallet (CI) vart satt til 95% for alle modellane.

Modellering av tid til restaurering med dei univariate variablane tal på artar, felt- og botnsjiktdekning og prosent naken jord vart gjennomført for samanlikning med modellane for artssamansetting. Dekningsvariablane sine verdiane er gitt i prosent, derfor logit-transformerte vi dei etter metoden til Warton & Hui (2011). For å estimere tid til restaurering basert på tal på artar brukte vi generaliserte lineære modeller (GLM) med poissonfordelte feil, og for feltsjiktdekning (%), botnsjiktdekning (%) og naken jord (%) vart det brukt GLM med normalfordelte feil. Mål for fullstendig restaurering vart satt til dei gjennomsnittlege verdiane for 2021-referanserutene med 0,5 SD på kvar side for tilnærma restaurering. Modellane vart modellert med konfidensintervall (CI) på 95%.

2.4.2. Jordanalysar av pH og organisk materiale

Vi ville undersøke om innhaldet av organisk materiale og pH-verdiane i jordprøvene var signifikant forskjellige mellom røygaterutene og omgjevnrutene i 2021. Verdiane for organisk materiale var gitt i prosent og vart derfor logit-transformert (Warton & Hui, 2011). Etersom data for både pH og organisk materiale ikkje var normalfordelt, utførte vi ein Kruskal Wallis test for kvar variabel. Vi utførte deretter ein Spearman's korrelasjonstest for å finne ut om pH og organisk materiale frå røygaterutene og referanserutene korrelerte.

2.4.3. Reanalysar på reduserte datasett

Vi undersøkte korleis mengd referansedata påverka TTR-estimatane ved å utføre nye DCA-analysar

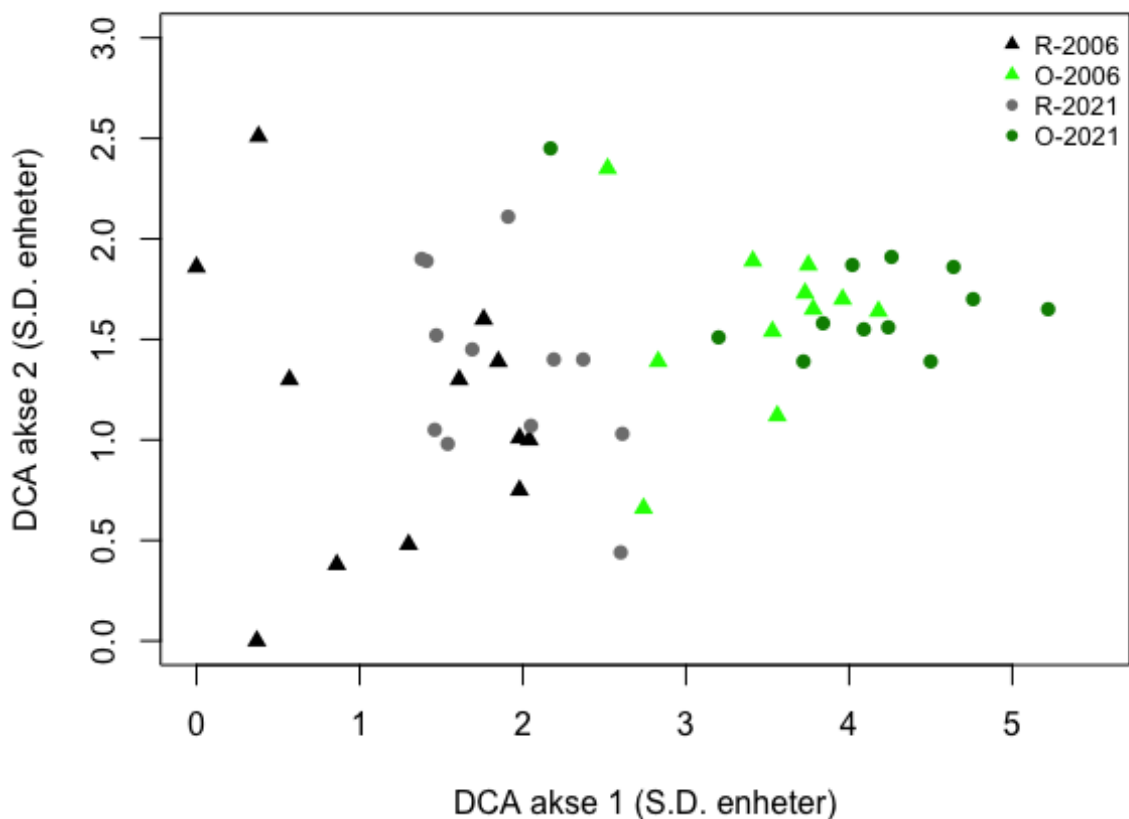
på reduserte datasett, der tal på omgjevnadsruter vart redusert tilfeldig. Vi lagde derfor tre nye datasett med 18, 12 og 6 referanseruter (n18, n12 og n6). For kvart datasett laga vi 10 del-datasett, der vi fjerna tilfeldig det nødvendige talet på ruter. Dei 10 nye del-datasetta for gruppene n18, n12 og n6 vart så analysert ved ORBA, der vi brukte same grensene for restaurering som ved det originale datasettet. Vidare undersøkte vi om TTR-verdiane for n18, n12 og n6 var statistisk forskjellig frå kvarandre innanfor dei fire ulike metodane (Lineær 1 S.D., Lineær 0, Asymptotisk 1 S.D. og Asymptotisk 0,01) ved ein ANOVA-test.

3. Resultat

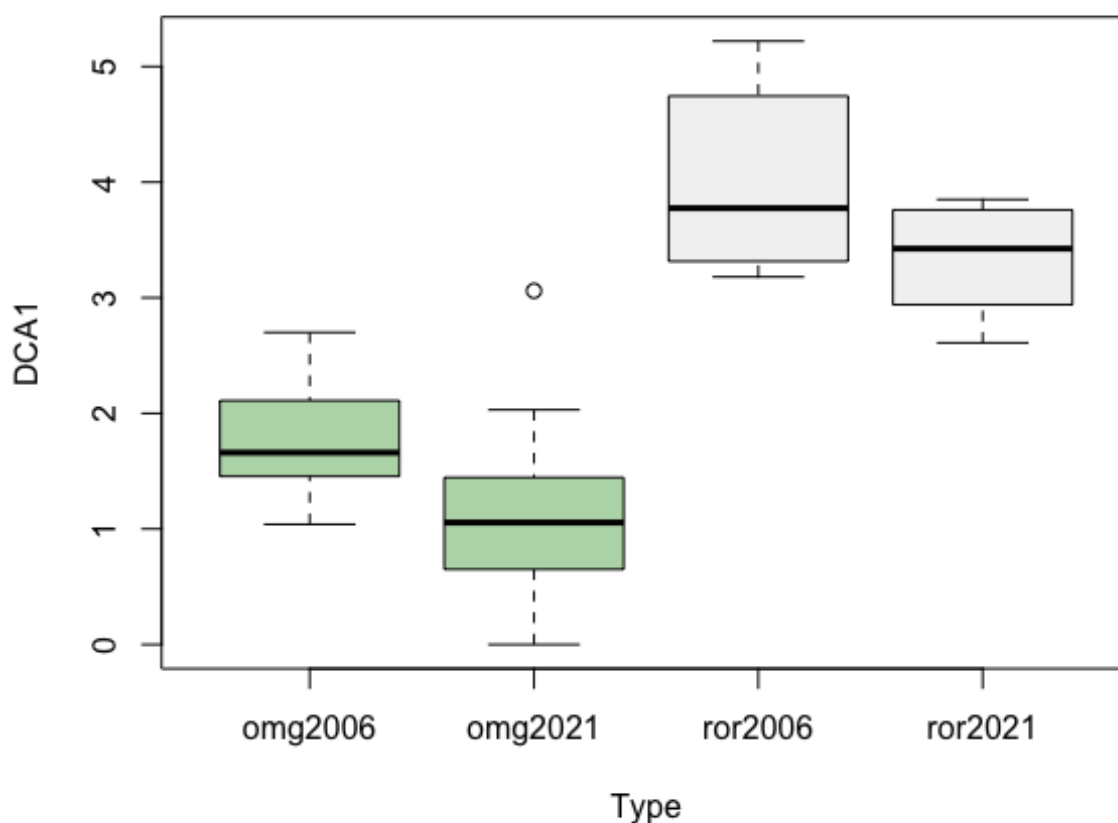
3.1. Ordinasjon og artsutvikling

Det var ein skilnad mellom omgjevnadsrutene og røyrgerutene, med ein gradientlengd på 5,22 SD for DCA 1 og 2,51 SD for DCA 2 (Figur 10). Ein ANOVA-test stadfesta at DCA 1 representerer ein suksesjonsgradient i artssamansetting, frå røyrgerutene analysert i 2006 via røyrgerutene analysert i 2021 til rutene frå omgjevnaden (Figur 11). Resultat frå ein TukeyHSD post-hoc test viste at røyrgerutene frå 2006 og 2021 ikkje var statistisk forskjellige, men at rutene frå 2021 likevel var nærare omgjevnadsrutene.

Dei vanlegaste artane på røyrgeruta i 2006 var engkvein (*Agrostis capillaris*), rødsvingel (*Festuca rubra*) og engrapp (*Poa pratensis* coll) (Tabell 1). I 2021 var framleis engkvein (*Agrostis capillaris*) og rødsvingel (*Festuca rubra*) vanlegast på røyrgeruta i tillegg til krekling (*Empetrum nigrum*). I omgjevnaden var det i 2006 krekling (*Empetrum nigrum*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), musøre (*Salix herbacea*) og rødsvingel (*Festuca rubra*) som hadde størst frekvens, og i 2021 var det krekling (*Empetrum nigrum*), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), smyle (*Avenella flexuosa*) og stivstarr (*Carex bigelowii*).



Figur 10 Resultat frå DCA-ordinasjon med 47 analyseruter; 23 omgjevnadsruter (mørkgrøn og lysgrøn) og 24 røyrgeruter (svart og grå) frå 2006 (trekant) og 2021 (sirkel). Plasseringa til rutene langs DCA-akse 1 indikerer ein suksesjonsgradient i artssammansetting.



Figur 11 Boxplot av resultatene frå ein-vegs ANOVA-analyse med dei 4 kombinasjonane av type (røyrgate eller referanse) x år (2006 eller 2021).

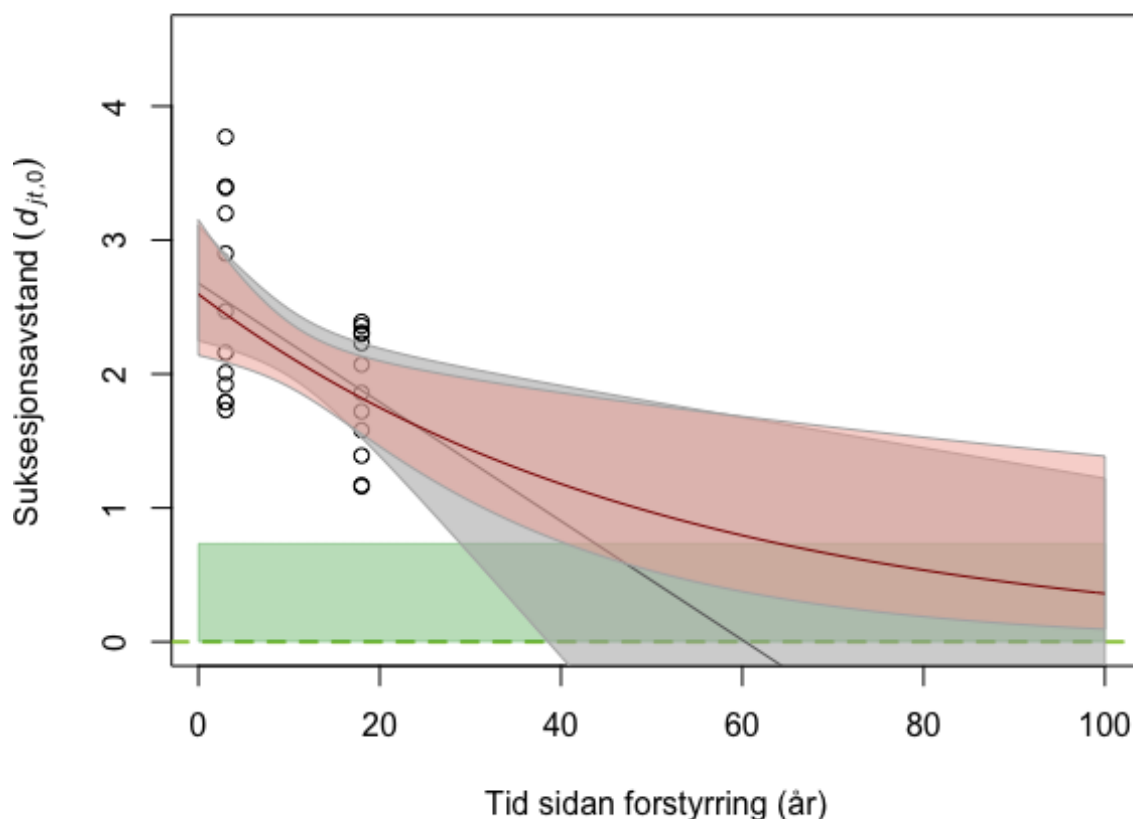
Tabell 1 Dei vanlegaste artane på røyrgata og omgjevnaden i 2006 og 2021, med artsfrekvens på 20% eller meir i minst ein av dei fire undergruppene. «Fkv» = artsfrekvens i %, «SRF» = gjennomsnittleg smårutefrekvens. Sjå vedlegg 1 for fullstendig tabell

Latinsk navn	Norsk navn	Omg06		Rgt06		Omg21		Rgt21	
		Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	18	9	8	4	58	12	17	3
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	91	11	17	4	100	13	67	7
<i>Salix herbacea</i>	Musøre	73	7	25	3	25	4	33	4
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	82	13	8	2	58	15	17	5
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	55	7	-	-	83	12	17	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	45	10	8	1	58	15	-	-
<i>Arctostaphylos alpina</i>	Rypebær	-	-	-	-	33	10	-	-
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	9	2	25	2	8	5	8	3

<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	36	7	17	5	25	2	8	3
<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåklokke	27	4	17	4	8	9	-	-
<i>Cerastium fontanum</i>	Arve	18	9	25	1	-	-	8	2
<i>Omalotheca supina</i>	Dverggråurt	9	3	33	3	-	-	33	9
<i>Phyllodoce caerulea</i>	Blålyng	27	9	-	-	33	7	17	3
<i>Rumex acetosella</i>	Dvergsyre	9	1	25	6	0	-	33	4
<i>Sibbaldia procumbens</i>	Trefingerurt	18	1	25	2	8	1	17	3
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	64	3	17	2	25	6	8	8
<i>Trifolium repens</i>	Hvitkløver	-	-	33	8	-	-	17	9
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	9	1	100	9	17	9	100	14
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	27	4	-	-	17	5	-	-
<i>Carex nigra</i>	Slåttestarr	45	5	8	4	-	-	-	-
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	9	16	42	2	8	13	50	9
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	27	9	8	3	67	13	42	4
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	73	11	67	8	17	14	92	14
<i>Luzula multiflora coll.</i>	Bakkefrytle	27	2	17	1	25	2	17	3
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei	27	2	25	3	8	3	17	2
<i>Phleum pratense</i>	Timotei	-	-	33	5	-	-	-	-
<i>Poa pratensis coll</i>	Engrapp	9	1	58	3	-	-	8	1
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	-	-	-	-	67	10	17	13

3.2. Tid til restaurering for artssamansetting

Modelleringa av tid til restaurering med ORBA viste at vegetasjonen på røygata nærma seg den naturlege vegetasjonen i omgjevnaden (Figur 12). Den estimerte tida for fullstendig restaurering var i følgje modellane 60 år for TTRL-0SD og 282 år for TTRA-0,01SD. For tilnærma restaurering viste analysane eit resultat på 44 år for TTRL-1SD og 64 år for TTRA-1SD (Tabell 2).



Figur 12 Modellering av tid til restaurering for artssamansetting med ORBA. Figuren viser ein asymptotisk modell, M_A (raud), og ein lineær, M_L (grå). Fullstendig restaureringsmål for M_A , er sett til $d_{jt,0} = 0,01$, og for M_L $d_{jt,0} = 0$. Gjennomsnittet av referanseverdiane frå 2006 og 2021 er markert med grøn stipla linje og tilnærma restaureringsmål er sett til 1SD frå dette gjennomsnittet både for M_A , og M_L . Konfidensintervallet (CI) er sett til 95% for begge modellane.

Tabell 2 Estimert tid til fullstendig og tilnærma restaurering (TTR) for dei fire ulike modellane Lineær 1 S.D., Lineær 0, Asymptotisk 1 S.D. og Asymptotisk 0,01.

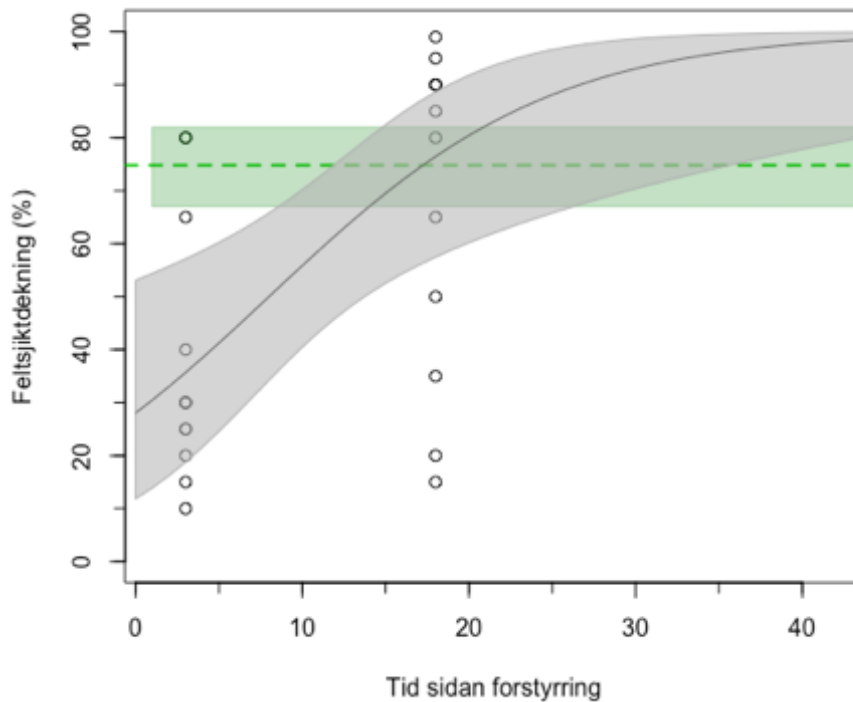
TTR _{L-0SD}	TTR _{A-0,01SD}	TTR _{L-1SD}	TTR _{A-1SD}
60	282	44	64

3.3. Tid til restaurering med sjiktvariablar

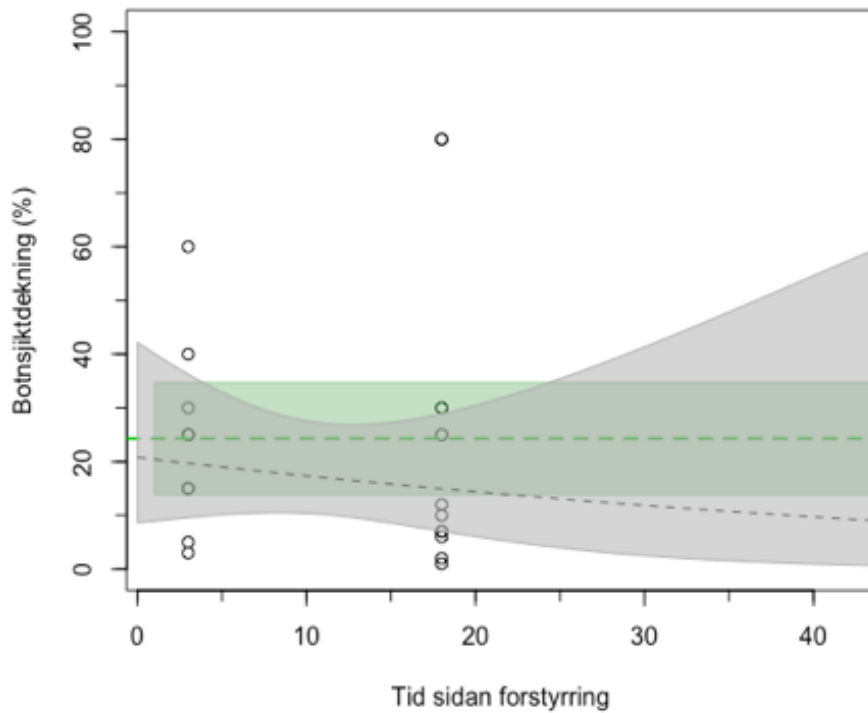
Modellering av tid til restaurering med verdiane for feltsjikt (Figur 13) gav ein signifikant modell som resulterte i eit estimat på 17 år til restaurering. Med denne metoden var altså restaureringsmålet

nådd allereie innan andre registrering (18 år sidan forstyrning).

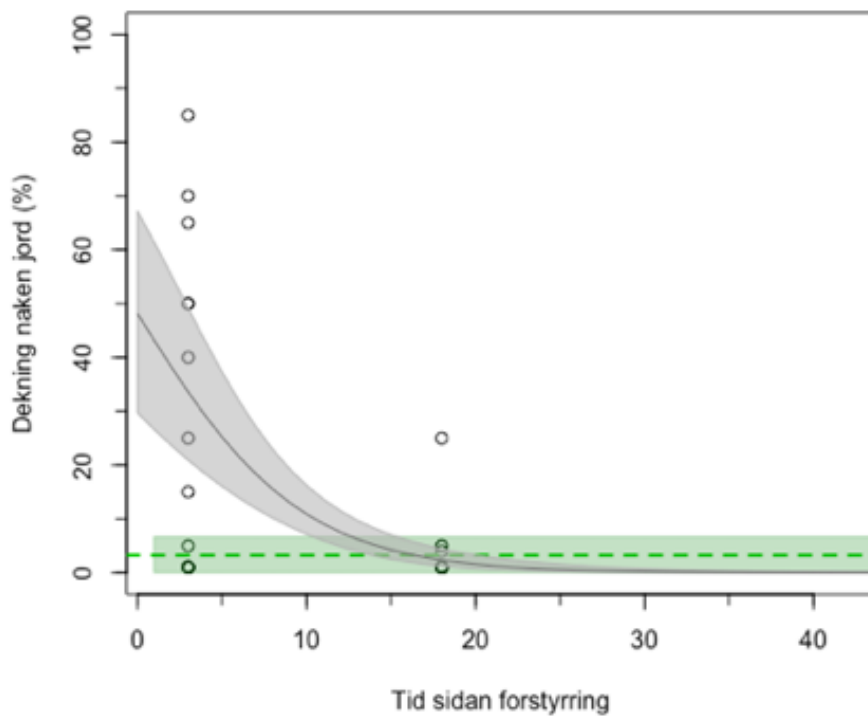
Dekning av botnsjikt endra seg lite mellom 2006 og 2021, men med ein svak nedgang. Modellen for botnsjikt (ikkje-signifikant) viste at vegetasjonen ikkje vil nå verdien for referansen (Figur 14). Vi modellerte også TTR med verdiane for naken jord (Figur 15), som gav eit resultat på 16 år til restaurering



Figur 13 Modellering av tid til restaurering for feltsjiktdekning (%) med GLM (genreal linear mixed models). Mål for fullstendig restaurering vart satt til dei gjennomsnittlege verdiane for 2021-referanserutene, med 0,5 SD på kvar side for tilnærma restaurering. Konfidensintervallet var satt til 95%. Sidan modellen var signifikant, vart den teikna med ein heiltrukken svart linje.



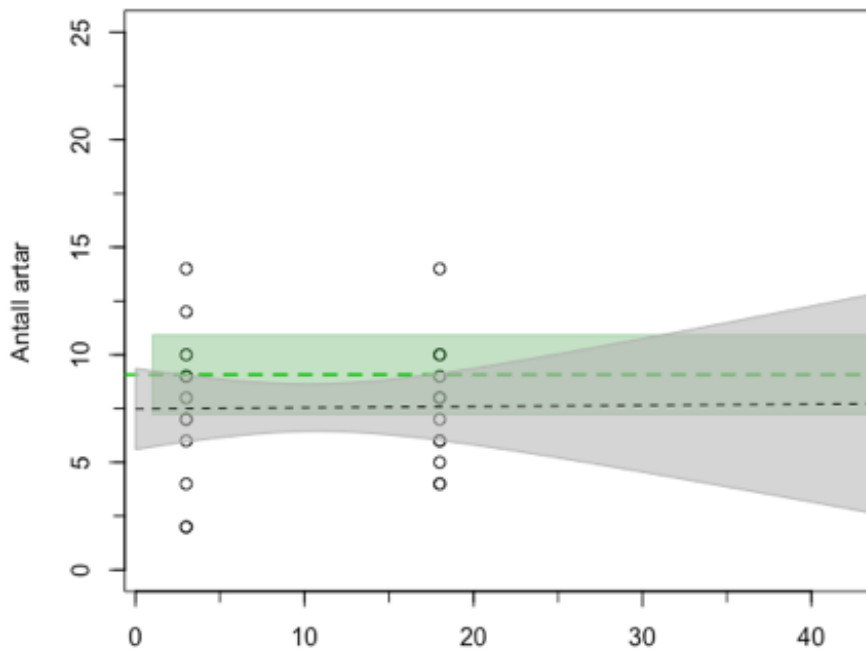
Figur 14 Modellering av tid til restaurering for botnsjiktdeknning (%) med GLM (genreal linear mixed models). Mål for fullstendig restaurering vart satt til dei gjennomsnittlege verdiane for 2021-referanserutene, med 0,5 SD på kvar side for tilnærma restaurering. Sidan modellen ikkje var signifikant, vart den tegnet med ein stipla svart linje.



Figur 15 Modellering av tid til restaurering naken jord(%) med GLM (genreal linear mixed models). Mål for fullstendig restaurering vart satt til dei gjennomsnittlege verdiane for 2021-referanserutene, med 0,5 SD på kvar side for tilnærma restaurering. Sidanmodellen var signifikant vart den teikna med ein heiltrukken svart linje.

3.4. Endring i tal på artar

Modelleringa basert på variabelen «tal på artar» gav eit estimat på 474 år til restaurering. Denne modellen var ikkje signifikant (Figur 16). Det var lite endring i tal på artar frå 2006 til 2021. Det vart registrert 33 karplantar på røyrgata i 2006 mot 31 i 2021. Det totale tal på artar rekna med både røyrgata og omgjevnaden (samla) har hatt ein auiking på to artar frå 2006 til 2021 (Tabell 3).



Figur 16 Modellering av tid til restaurering for variabelen «tal på artar» med GLM (general linear models). Mål for fullstendig restaurering vart satt til den gjennomsnittlege verdien for 2021 referanserutene, med 0,5 SD på kvar side for tilnærma restaurering. Konfidensintervallet vart satt til 95%. Sidan modellen ikkje var signifikant vart den teikna med stipla linje.

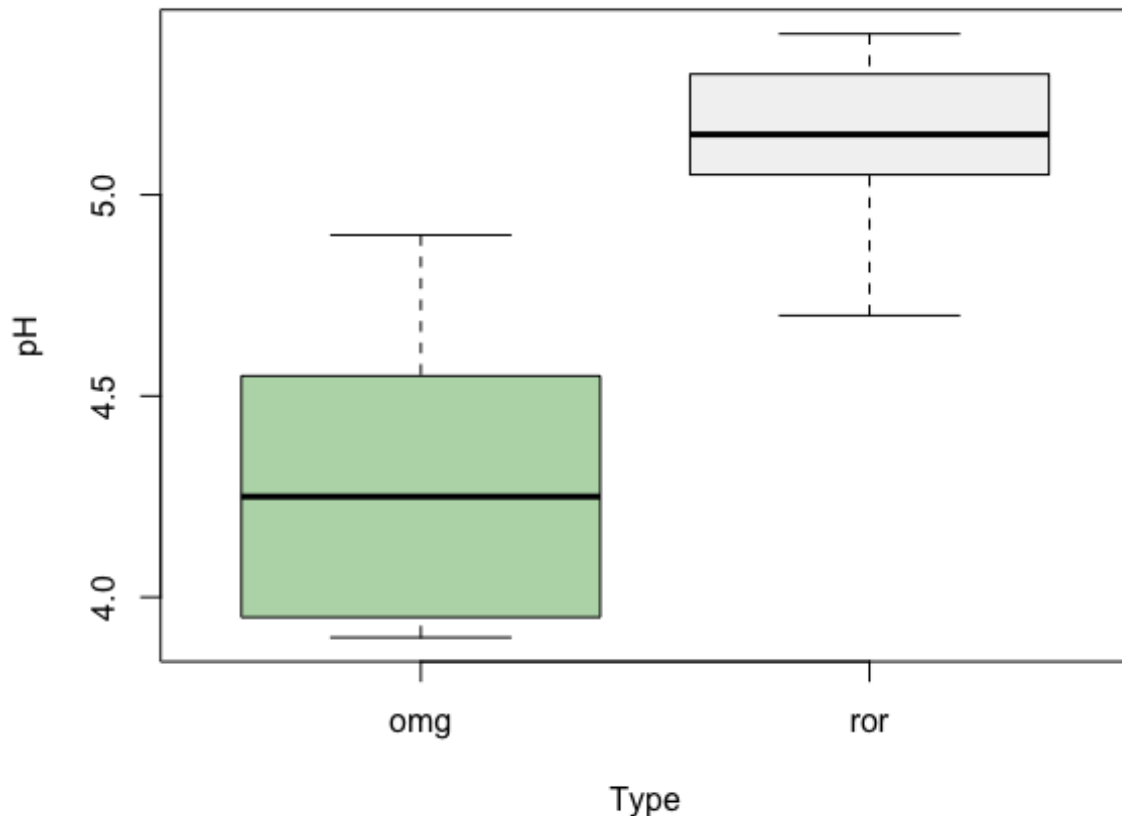
Tabell 3 Oversiktstabell over tal på artar registrert, tal på analyseruter og gjennomsnitt av tal artar per rute på røyrgata og i omgjevnaden for dei to undersøkingstidspunkta.

		Artar	Ruter	Gjennomsnitt
2006	Samla	47	23	8,6
	Røyrgate	33	12	7,5
	Omgjevnad	36	11	9,8
2021	Samla	49	24	8,3
	Røyrgate	31	12	7,6
	Omgjevnad	38	12	9,1

3.5. Skilnadar i jordforhold

Verdiane for pH for både røyrgate- og referansrutene låg mellom 3,9 og 5,4, altså sur jord (Figur 17). Gjennomsnittsverdien for røyrgaterutene var 5,1, medan for omgjevnadsrutene var den 4,3.

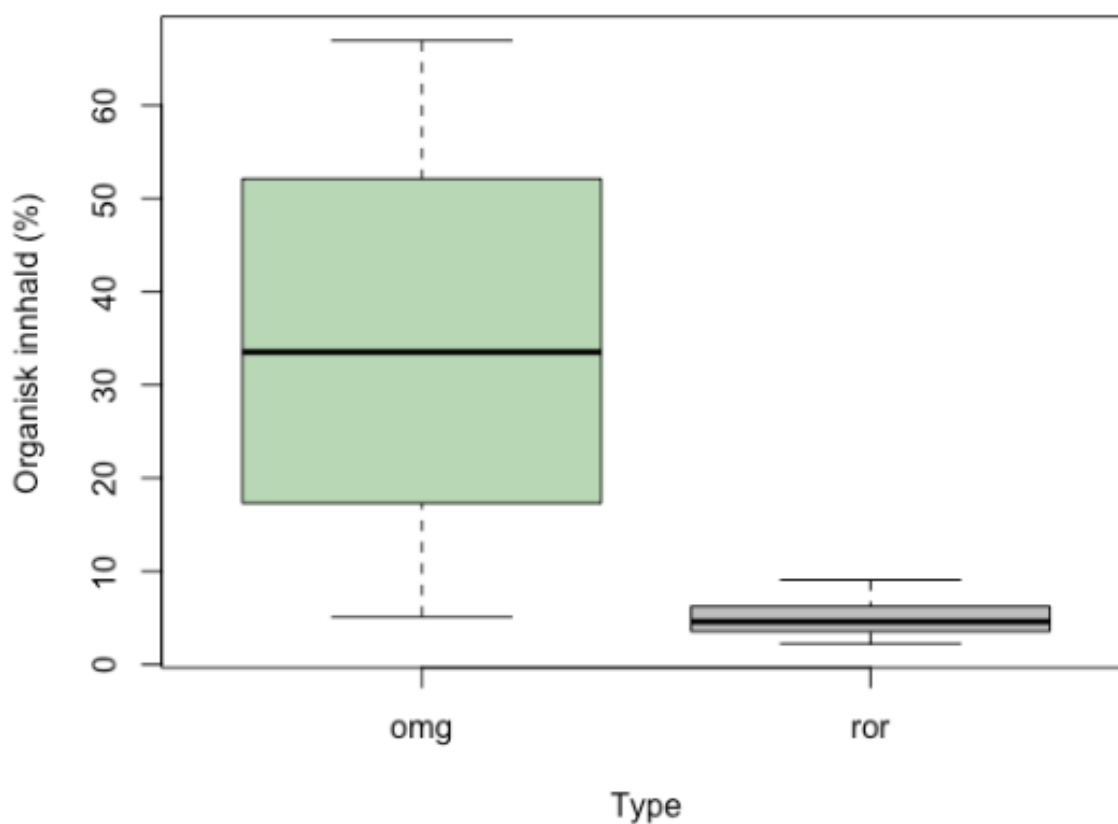
Resultatet frå Kruskal-Wallis testen viste at pH-verdiane for røyrgaterutene og omgjevnadsrutene var statistisk forskjellige ($p < 0,05$).



Figur 17 Boxplot av pH-verdiar for jorda i omgjevnadsrutene (grøn) og røyrgaterutene (grå)

Organisk innhald varierte frå 2,2 % og 67,0 %, med ein gjennomsnittsverdi for røyrgaterutene på 5,1 % og 35,4 % for omgjevnadsrutene (Figur 18). Resultatet frå Kruskal-Wallis testen viste også her at organisk materiale for røyrgaterutene og omgjevnadsrutene var statistisk forskjellige ($p < 0,05$).

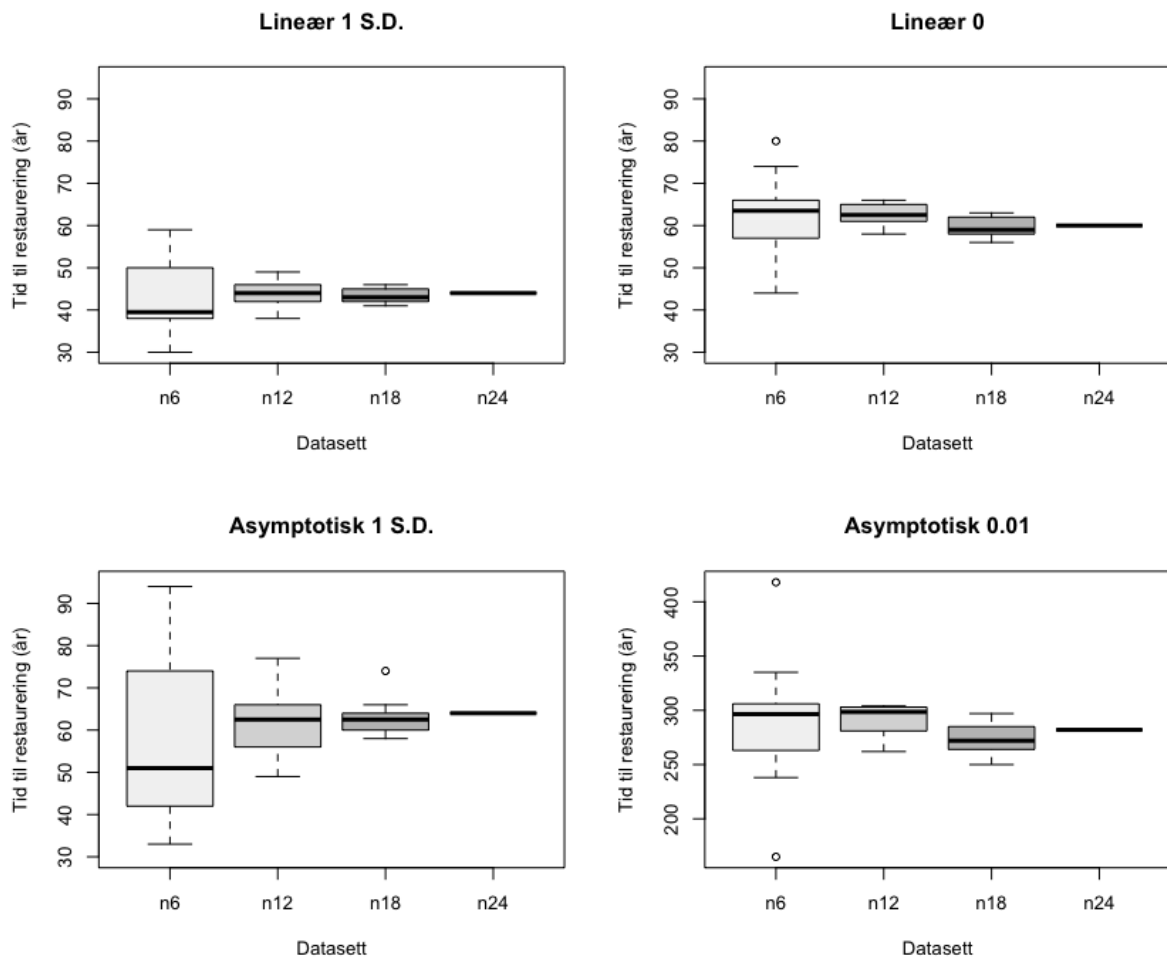
Spearman's test viste at det var ein sterk korrelasjon mellom pH og organisk materiale, med ein korrelasjonskoeffisient på -0,89 og p-verdi=8,196e-09. Når organisk materiale aukar i jorda vil pH-verdiane minke.



Figur 18 Boxplot av andel organisk materiale (%) for jorda i omgjevnadsrutene (grøn) og røyrgaterutene (grå)

3.6. Verknad av redusert referansedata

Ordinasjonsanalysar på datasett med redusert mengd referansedata (n6, n12, n18) gav ulike tid til restaurering resultat (Figur 19). Derimot var det ganske liten skilnad mellom n12 og n18. Deldatasettet n6 skilde seg frå n12 og n18 i alle metodane, med større spreing og usikkerheit. Dette tyder på at vi fekk ganske presise estimat for TTR med 12 referanseruter. Resultata frå ANOVA-testen viste at det ikkje var nokon signifikant forskjell mellom datasetta n18, n12 og n6 ved dei fire ulike TTR-metodane ($p > 0,05$) (Tabell 4).



Figur 19 Boxplot av TTR for datasett n6, n12 og n18 med redusert mengd referansedata, og n24 med fullstendig mengd referansedata ved dei fire ulike metodane Lineær 1 S.D., Lineær 0, Asymptotisk 1 S.D. og Asymptotisk 0,01.

Tabell 4 Resultat frå ANOVA-test, der vi undersøkte om TTR-verdiane for n18, n12 og n6 var statistisk forskjellige frå kvarandre innanfor dei ulike metodane Lineær 1 S.D., Lineær 0, Asymptotisk 1 S.D. og Asymptotisk 0,01.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)
Lin 1 S.D.	2	11,27	5,6333	0,1916	0,8267
Residuals	27	793,70	29,3963		
Lineær 0	2	74,4	37,200	1,0146	0,3759
Residuals	27	989,9	36,663		
Asymptotisk 1 S.D.	2	141,9	70,933	0,3977	0,6757
Residuals	27	4815,1	178,337		
Asymptotisk 0,01	2	1618	809,2	0,5148	0,6034
Residuals	27	42442	1571,9		

4. Diskusjon

4.1. Tid til restaurering med ORBA

Resultata våre viser tydeleg at vegetasjonen på røyrgata ved Vassetvatnet beveger seg mot restaureringsmålet. Suksjonsgradienten som kjem fram av DCA-ordinasjonen rettferdiggjær vårt val av ORBA som metode for å predikere tid til restaurering, då ein suksjonsgradient er naudsynt for gjennomføring av denne metoden (Rydgren et al., 2019). Mellom dei to undersøkingstidspunkta har artssamansettinga på røyrgata blitt meir lik den i omgjevnaden, men restaureringa går langsamt. Dei lineære modellane gav eit estimat på 60 år til total restaurering, medan målet for tilnærma restaurering vil vere nådd 44 år etter inngrep. Resultat frå andre restaureringsøkologiske studiar tydar på at lineære modellar ofte gir for optimistiske resultat, då avtagande suksjonshastigheit ikkje vert tatt med i berekninga (Auestad et al., 2020; Rydgren et al., 2019; Rydgren et al., 2020). Derimot tar asymptotiske modellar denne avtagande suksjonshastigheita med i utrekninga av TTR-prediksjonar, og vil dermed vere meir realistiske. Våre asymptotiske modellar gav resultat på 282 år til total restaurering, og 64 år til tilnærma restaurering.

Restaurering av natur tek særleg lang tid i alpine områder kor låge temperaturar og kort vekstsesong sakkar ned biologiske prosessar (Billings, 1987). Det finst lite kunnskap om restaureringsøkologi i alpine områder samanlikna med låglandet (Rydgren et al., 2011). Blant andre studiar på alpin revegetering er det i tråd med våre resultat, vanleg å få modellar som predikerar lang tid til restaurering, der i blant Auestad et. al (2020) sine resultat av undersøkingar av alpine steintippar.

4.2. Tid til restaurering med univariate variablar

Tid til restaurering prediksjonane vart mykje kortare ved bruk av univariate variablar. Med dekning feltsjikt som mål på restaureringssuksess, var røyrgata totalt restaurert allereie ved andre undersøking, 18 år etter inngrepet. Det var forventa resultat med kort restaureringtid, då ein ser den same trenden i andre studiar, blant anna i Rydgren et al. (2020) si forskning på ulike mål på restaureringssuksess. Feltsjikt og artsriksdom er unøyaktige variablar og tar ikkje omsyn til kompleksiteten i eit økosystem. Artssamansetting er derimot eit resultat av fleire økologiske prosessar og ein av dei viktigaste eigenskapane ved eit økosystem (Clewell & Aronson, 2013), og vil derfor gje eit betre og meir fullstendig bilete på restaureringssuksess.

Den korte restaureringstida ved bruk av variabelen for feltsjikt kan forklarast av

tilsådde grasarter som etablerer seg godt og bidreg betrakteleg til feltsjiktet. *Empetrum nigrum*, som er ein vanleg karplante i omgjevnaden, hadde også etablert seg godt på røyrgata i 2021. Liknande studiar har sett at *Empetrum nigrum* etablerte seg tidleg etter inngrep i fjellet, og auka gradvis til same frekvens som i omgjevnaden (Rydgren et al. 2020). Det er forventa at artsamansettinga vil bruke lengre tid på å bli lik omgjevnadane, enn meir hyppig brukte mål på restaurering som feltsjikt og artsrikdom.

4.3. Tilsåing

Tilsåing med kommersielle frøblandingar er ein vanleg restaureringsmetode for å stimulere hurtig tilvekst av vegetasjon. Tidlegare studiar har resultat som tydar på at denne revegeteringsmetoden legg til rette for etablering av heimlege artar på kort sikt (Chapin and Chapin, 1980; Gretarsdottir et al., 2004; Holl, 2002), derimot er det stor usikkerheit og lite dokumentasjon knytt til langtidseffektane. I våre vegetasjonsanalysar ser vi at tilsådde grasartar som *Agrostis capillaris* og *Festuca rubra* framleis dominerer artssamansettinga på røyrgata 18 år etter inngrep. *Festuca rubra* auka i artsfrekvens frå 67% i 2006 til 92% i 2021, medan *Agrostis capillaris* førekom i alle røyrgaterutene ved begge registreringar. Begge artane viste også ei auking i gjennomsnittleg smårute frekvens, frå 8 til 14 for *Festuca rubra*, og frå 9 til 14 for *Agrostis capillaris*. Det er gjort fleire studiar som peikar på at dette er eit mønster i vegetasjonsutvikling etter tilsåing. Liknande funn vart gjort av blant anna Rydgren et al. (2013, 2016) i undersøkingar av steintippar, og av Hagen et al. (2014) i det gamle skytefeltet på Hjerkin. Særleg er det rapportert at *Festuca rubra* held ut lenge i alpine områder (Barni et al., 2007; Bayfield, 1996; Rydgren et al., 2011). Tilsådde artar kan vere til hinder for etablering av lokal vegetasjon, særleg dei større og konkurransedyktige slektningane til heimlege artar, som krev meir av dei tilgjengelege ressursane (næring, vatn, plass). Resultat frå Hagen et al. (2014) underbygger påstanden om at tilsåing forhindrar etablering av heimlege artar; i sine undersøkingar såg dei at vegetasjonsdekket av heimlege artar var betrakteleg høgare i usådde analyseruter enn i tilsådde. I tillegg hadde dei usådde rutene høgare artsrikdom (Hagen et al., 2014).

4.4. Jordfohold

Statistiske analysar av pH og innhald av organisk materiale viser at jordforholda på røyrgata er statistisk forskjellige frå omgjevnaden. Jorda på røyrgata hadde høgare pH-verdiar og lågare innhald av organisk materiale enn referansen. Dette kan føre til at heimlege artar slit med å etablere seg då

eit høgare innhald av organisk materiale i jorda er avgjerande (Rydgren et al. 2011, 2013, 2020). Fleire studiar peikar på at kornfordelinga i substratet også er ein viktig forutsetning for etablering av lokale artar (Rydgren et al., 2013, 2020; Hagen et al., 2014). Hagen et al. (2014) sine resultat frå eit drivhuseksperiment viser at spiring og overlevingsrate av *Betula nana* var mykje lågare i grovkorna jord enn i finare jord.

Det vil ikkje vere mogleg for oss å komme med prediksjonar for tid til restaurering for jordforholda sidan vi berre har data frå eitt tidspunkt. Ved å sjå på tidlegare studiar i liknande omgjevnadar (Rydgren et al. 2011, 2020) vil vi likevel ha grunn til å forvente at jordforholda gradvis vil nærme seg referansen, men at det vil ta lang tid. Den lange etablering- og restaureringstida for jord som kjem fram av blant anna Rydgren et al. (2011, 2020) sine studiar på steintippar reflekterer ein stor utfordring innanfor økologisk restaurering (Aradottir & Hagen, 2013; Becker & Pollard, 2016; Dobson et al., 1997; Fagan et al., 2008; Jorgenson & Joyce, 1994). Ueigna jordforhold er nok hovudgrunnen til at stadeigne artar slit med å etablere seg på dei undersøkte steintippene (Rydgren et al., 2011, 2013), og kan nok til en viss grad overførast til restaurering av rørygater.

Gjenbruk av lokal toppjord frå omgjevnadane kan være eit godt alternativ til restaureringsstrategi i alpine områder. Artar i den naturlege frøbanken i jorda og frø frå omgjevnadane vil kunne etablere seg betre utan tilsåing av konkurransedyktige grasartar (Rydgren et al. 2011). Når det er danna eit organisk jordlag er forholda betre for spiring og frøplantane har betre sjanse til overleving (cf. Matthews, 1992).

4.5. Val av referansedata

Vi valde å bruke eit gjennomsnitt av referansedata frå 2006 og 2021 som ein statisk referanse ved ordinasjonsanalysane. Val av referanseruter har mykje å seie for resultatene for tid til restaurering. Ideelt sett burde referansedata for artssamansetting hentast frå inngrepsstaden før forstyrning eller frå eigna referanseruter i den naturlege vegetasjonen (Rydgren et al., 2019), noko som vart gjort i vår undersøking. Referanserutene ved fyrste registrering i 2006 vart ikkje permanent markert. Variasjonen i vegetasjonssamansettinga i referanserutene mellom dei to undersøkingstidspunkta, kan derfor skyldast rom, ikkje berre tid. Ein anna viktig faktor å ta i betraktning er at klimaendringar kan føre til endringar i artssamansetting i referanseruter (Hobbs & Cramer, 2008; Timpane-Padgham, Beechie, & Klinger, 2017). Etersom vårt datasett ikkje hadde fastruter frå 2006, kan vi ikkje ta klimaendringar i betraktning. Vi har likevel grunn til tru at det kan vere ein forstyrrende faktor, då andre studiar i liknande miljø har resultat som tydar på det (Rydgren et al. 2019).

Vi undersøkte kva verknad mengd referansedata hadde på tid til restaurering for

vegetasjonen. Ved å samanlikne prediksjonane for tid til restaurering frå det originale datasettet (24 referanseruter) med reduserte datasett, fekk vi resultat som peikar på at ein kan få ganske presise estimat for tid til restaurering med halvert mengd referansedata. Statistisk sett viser dette at ein kan redusere mengd referansedata betydeleg, og likevel kunne gjere pålitelege prediksjonar på restaureringstida.

Vegetasjonsvariasjonen i området er viktig å ta i betraktning for å kunne avgjere kor mykje referansedata som vil vere naudsynt i kvart enkelt tilfelle. Vegetasjonen ved Vassetvatnet inneheld lite variasjon som følgje av næringsfattig berggrunn. Det krev færre ruter for å fange opp referansevegetasjonen i næringsfattige områder då artsvariasjonen ikkje er like stor som i områder der jorda inneheld meir plantenæringsstoff. I områder med meir næringsrike bergartar vil både den restaurerte og den uforstyrta vegetasjonen oppvise større mangfald, det vil dermed vere naudsynt med fleire ruter for å dekke opp denne variasjonen. Ein vil uansett få meir nøyaktige resultat ved større mengd referansedata, då små datasett er meir sensitive for variasjon og avvik. På den andre sida er feltarbeid ressurskrevjande og det er difor ynskjeleg med metodar som både tar høgde for ressursutfordringane, samtidig som ein får samla inn pålitelege data.

Det restaurerte området skil seg ofte frå omgjevnaden. I mange tilfelle er området som skal restaurerast langt mindre arealmessig og har generelt mindre miljøvariasjon enn dei uforstyrta omgjevnadane. I vårt tilfelle representerer røyrigata eit ganske homogent for det meste tørt miljø, heva opp frå terrenget rundt. Det vil vere viktig å ta omsyn til miljømessige forhold og filtrere ut eigna referansar på ein vitskapleg god måte. Vi unngjekk derfor fuktigare, lågareliggande delar av landskapet då vi valde ut ruter for referansevegetasjonen.

Ein kan potensielt redusere mengda referansedata for å spare ressursar på feltarbeid. Fleire studiar som inkluderer ulike økosystem vil vere naudsynt for å få eit fullstendig bilete på korleis referansedata påverkar resultatata.

4.6. Råd til forvaltninga

Når tilsåing brukast som metode innanfor restaurering er det viktig å velje artar som ikkje utkonkurrerar den lokale vegetasjonen. Heimlege artar er betre tilpassa dei lokale økologiske tilhøva (Grant et al., 2011; Krautzer et al., 2011), og kan styrke revegetering så lenge ein vel artar som ikkje har større konkurransevne enn dei lokale (Hagen et al. 2014). Stadeigne artar passar også visuelt sett betre inn blant omkringliggande vegetasjon, og vil interagere med naturlege økosystem på ein betre måte. Tilsåing av introduserte artar bør unngås, da dei kan forhindre etablering av lokale artar. I drivhuseksperimentet til Hagen et al. (2014) kjem det fram at mengd *Betula nana* frø som spirte var lågare når dei vart sådd saman med *Festuca rubra* samanlikna med tilfelle kor dei vart sådd åleine

eller i lag med den heimlege arten *Festuca ovina*. Konkurransen mellom heimlege artar må tas i betraktning (Hagen et al., 2014). Med støtte i tidlegare studiar (Rydgren et al., 2013, 2016; Hagen et al., 2014) vil vi fråå tilsåing som metode for å auke restaurering i forstyrte alpine område. I staden for å brukast som standard prosedyre burde bruken reduserast. Som eit alternativ vil bruk av toppjord og naturleg suksesjon vere betre for økosystema, utan dei negative effektane som følgjer av tilsåing.

5. Referansar

5.1. Litteratur

Artsdatabanken (u.å). *Lærdal, Sogn og Fjordane*, 61.04516, 7.8784. NiN-kart. Henta 29. april 2022 frå: https://nin.artsdatabanken.no/Administrativ_grense/Territorialomr%C3%A5de/Fastlands-Norge/Sogn_og_Fjordane/L%C3%A6rdal/lokalitet?Ing=7.878398895263673&lat=61.04515754217181?informasjon

Aradottir, A. L., & Hagen, D. (2013). Ecological restoration: Approaches and impacts on vegetation, soils and society. *Advances in Agronomy*, 120, 173–222.

Auestad, I., Nilsen, Y. & Rydgren, K. (2018). Environmental restoration in hydropower development—lessons from Norway. *Sustainability*, 10, 3358. <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, 294-301. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105875>

Barni, E., Freppaz, M., Siniscalco, C. (2007). Interactions between vegetation, roots, and soil stability in restored high-altitude ski runs in the Alps. *Arctic Antarct and Alpine Research*, 39, 25–33. [https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1657/15230430\(2007\)39\[25:IBVRAS\]2.0.CO;2](https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1657/15230430(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. *The Journal of Applied Ecology*, 33, 1359–1365. <https://doi.org/10.2307/2404776>

Becker, M. S., & Pollard, W. H. (2016). Sixty-year legacy of human impacts on a high Arctic ecosystem. *Journal of Applied Ecology*, 53, 876–884. <https://doi.org/10.1111/13652664.12603>

Billings, W. D. (1987). Constraints to plant growth, reproduction, and establishment in Arctic environments. *Arctic and Alpine Research*, 19, 357–365.

Brudvig, L. A. (2017). Toward prediction in the restoration of biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 54, 1013–1017. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12940>

Chapin, F.S., Chapin, M.C. (1980). Revegetation of an arctic disturbed site by native tundra species. *Journal of Applied Ecology*, J., 17, 449–456.

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

Dobson, A. P., Bradshaw, A. D., & Baker, A. J. M. (1997). Hopes for the future: Restoration ecology and conservation biology. *Science (American Association for the Advancement of Science)*, 277, 515–522.

Grant, A.S., Nelson, C.R., Switalski, T.A., Rinehart, S.M. (2011). Restoration of native plant communities after road decommissioning in the rocky mountains: effect of seed-mix composition on vegetative establishment. *Restoration Ecology*, 19, 160–169.

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.

Fagan, K. C., Pywell, R. F., Bullock, J. M., & Marrs, R. H. (2008). Do restored calcareous grasslands on former arable fields resemble ancient targets? The effect of time, methods and environment on outcomes. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1293–1303. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01492.x>

FN. (u.å). *United Nations decade on ecosystem restoration 2021-2030*. Hentet 29. April 2022 fra <https://www.decadeonrestoration.org>

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>

Harper, K. A., & Kershaw, G. P. (1996). Natural revegetation on borrow pits and vehicle tracks in shrub tundra, 48 years following construction of the CANOL No. 1 pipeline, NWT, Canada. *Arctic and Alpine Research*, 28, 163–171. <https://doi.org/10.2307/1551756>

Hobbs, R. J., & Cramer, V. A. (2008). Restoration ecology: Interventionist approaches for restoring and maintaining ecosystem function in the face of rapid environmental change. *Annual Review of Environment and Resources*, 33, 39–61. <https://www.annualreviews.org/doi/full/10.1146/annurev.environ.33.020107.113631>

Holl, K.D. (2002). Long-term vegetation recovery on reclaimed coal surface mines in the eastern USA. *Journal of Applied Ecology*, 39, 360–370. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00767.x>

- Jorgenson, M. T., Joyce, M. R. (1994). Six strategies for rehabilitating land disturbed by oil development in arctic Alaska. *Arctic*, 47, 374–390. <https://doi.org/10.14430/arctic1311>
- Jorgenson, J. C., Ver Hoef, J. M., Jorgenson, M. T. (2010). Long-term recovery patterns of arctic tundra after winter seismic exploration. *Ecological Applications*, 20, 205–221. <https://doi.org/10.1890/08-1856.1>
- 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://www.jstor.org/stable/4095939>
- Krautzer, B., Graiss, W., Peratoner, G., Partl, C., Venerus, S., Klug, B. (2011). The influence of recultivation technique and seed mixture on erosion stability after restoration in mountain environment. *Natural Hazards*, 56, 547–557. <https://doi.org/10.1007/s11069-009-9491-z>
- Krogstad, T. (1992) Institutt for Jordfag Ås-NLH. Metoder for jordanalyse. *Rapport nr. 6/92*, ISSN 0803-1304.
- Laughlin, D. C. (2014). Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, 17, 771–784. <https://doi.org/10.1111/ele.12288>
- Lid, J., Lid, D. T. (2005). *Norsk flora*. (7. utg.). Samlaget.
- Lincoln, S.F. (2005). Fossil fuels in the 21st century. *Ambio* 34, 621–627. <https://www.jstor.org/stable/4315666>
- Matthews, J.A. (1992). *The ecology of recently-deglaciated terrain : a geocological approach to glacier forelands and primary succession*. Cambridge University Press.
- Norges Geologiske Undersøkelse (u.å.). *Berggrunn – Nasjonal berggrunnsdatabase*. Henta 29.april 2022 frå https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- Norges Geologiske Undersøkelse (u.å.). *Løsmasser – Nasjonal berggrunnsdatabase*. Henta 29. april 2022 frå https://geo.ngu.no/kart/losmasse_mobil/
- Nordbakken, J.F. & Rydgren, K. (2007). En vegetasjonsøkologisk undersøkelse av fire rørgater på Vestlandet. *Norges vassdrags- og energidirektorat. Rapport nr. 16*, 1-33.

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 Core Team (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://cran.r-project.org>

Reid, J. L. (2015). Indicators of success should be sensitive to compositional failures: reply to Sughana and Durigan. *Restoration Ecology*, 23, 519-520. <https://doi.org/10.1111/rec.12254>

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., 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 international*, 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. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2012.00865.x>

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>

SeNorge. (2022). *Temakart. Nedbør 1991-2020/Temperatur 1991-2020*. Henta 29. april 2022 frå <https://senorge.no/map>

Society for Ecological Restoration. (2004). *The SER international primer on ecological restoration*. Society for Ecological Restoration, International Science & Policy Working Group. Henta frå https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf

Sulavik, J., Ausetad, I., Halvorsen, R., Rydgren, K. (2020) Assessing recovery of alpine spoil heaps by vascular plant, bryophyte, and lichen functional traits. *Restoration Ecology*, 29, 1-12. <https://doi.org/10.1111/rec.13257>

Timpane-Padgham, B. L., Beechie, T., Klinger, T. (2017). A systematic review of ecological attributes that confer resilience to climate change in environmental restoration. *PLoS ONE*, 12, 1–23. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0173812>

Prach, K., Fajmon, K., Jongepierová, I., Řehounková, K. (2015). Landscape context in colonization of restored dry grasslands by target species. *Applied Vegetation Science*, 18, 181–189. <https://doi.org/10.1111/avsc.12140>

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>

Økland, R.H. (1990). Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. *Sommerfeltia Supplement*, 1, 1-233. <https://doi.org/10.2478/som-1990-0003>

5.2. Kart

Kartverket (2022). Topografisk norgeskart gråtoner. Henta frå <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/topografisk-norgeskart-graatone/e84c9a6d-2297-4323-9078-36ac4b8e35e4>

NVE (2022). Vannkraft, utbygd og ikkje utbygd. Henta frå <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/f587a15a-c72a-4b21-aae9-4132df1bdd27>

5.3. Bilete

Bilete frå 2006: Jørn Frode Nordbakken

Bilete frå 2021: Knut Rydgren, Vilde Stensland Vinje

6. Appendiks

6.1. Vedlegg 1

Artsfrekvens i % (fkv) og gjennomsnittlig smårutefrekvens (SRF) for røyrkata og omgivningen ved Vassetvatnet i 2006 og 2021.

Latinsk navn	Norsk navn	Omg06		Rgt06		Omg21		Rgt21	
		Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF	Fkv	SRF
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	18	9	8	4	58	12	17	3
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	91	11	17	4	100	13	67	7
<i>Salix caprea</i>	Selje	-	-	8	1	-	-	-	-
<i>Salix herbacea</i>	Musøre	73	7	25	3	25	4	33	4
<i>Salix lapponum</i>	Lappvier	-	-	8	1	-	-	17	2
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	82	13	8	2	58	15	17	5
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	55	7	-	-	83	12	17	2
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	45	10	8	1	58	15	-	-
<i>Arctostaphylos alpina</i>	Rypebær	-	-	-	-	33	10	-	-
<i>Betula pubescens</i>	Dunbjørk	-	-	-	-	8	1	-	-
<i>Calluna Vulgaris</i>	Røsslyng	-	-	-	-	-	-	8	4
<i>Juniperus communis</i>	Einer	-	-	-	-	8	4	-	-
<i>Alchemilla alpina</i>	Fjellmarikåpe	9	2	25	2	8	5	8	3
<i>Bistorta vivipara</i>	Harerug	36	7	17	5	25	2	8	3
<i>Campanula rotundifolia</i>	Blåklokke	27	4	17	4	8	9	-	-
<i>Cerastium fontanum</i>	Arve	18	9	25	1	-	-	8	2
<i>Epilobium anagallidifolium</i>	Dvergmjølke	-	-	8	1	-	-	-	-
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	9	11	-	-	8	13	-	-
<i>Hieracium sp</i>	Sveve sp.	9	5	-	-	-	-	8	2
<i>Huperzia selago</i>	Luesgras	9	1	-	-	-	-	-	-
<i>Leodontum autumnalis</i>	Følblom	18	2	-	-	-	-	8	2
<i>Myosotis arvensis</i>	Åkerforglemmegei	9	1	-	-	-	-	-	-
<i>Omalotheca supina</i>	Dverggråurt	9	3	33	3	-	-	33	9

<i>Pedicularis lapponica</i>	Bleikmyrklegg	18	3	-	-	-	-	-	-
<i>Phyllodoce caerulea</i>	Blålyng	27	9	-	-	33	7	17	3
<i>Pinguicula vulgaris</i>	Tettgras	-	-	8	2	-	-	-	-
<i>Ranunculus acris</i>	Engsoleie	9	3	-	-	-	-	-	-
<i>Rumex acetosella</i>	Dvergsyre	9	1	25	6	0	-	33	4
<i>Sagina procumbens</i>	Tunarve	-	-	17	8	-	-	-	-
<i>Sedum annuum</i>	Småbergknapp	-	-	17	2	-	-	-	-
<i>Sibbaldia procumbens</i>	Trefingerurt	18	1	25	2	8	1	17	3
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	18	2	-	-	8	1	-	-
<i>Thalictrum alpinum</i>	Fjellfrøstjerne	9	6	-	-	-	-	-	-
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	64	3	17	2	25	6	8	8
<i>Trifolium pratense</i>	Rødkløver	-	-	8	3	-	-	-	-
<i>Trifolium repens</i>	Hvitkløver	-	-	33	8	-	-	17	9
<i>Veronica serpyllifolia</i>	Bleikveronika	-	-	8	1	-	-	-	-
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	18	3	-	-	17	7	17	1
<i>Achillea Millefolium</i>	Ryllik	-	-	-	-	-	-	8	15
<i>Ajuga pyramidalis</i>	Jonsokkoll	-	-	-	-	8	3	-	-
<i>Antennaria dioica</i>	Kattefot	-	-	-	-	8	1	-	-
<i>Atocion Rupestre</i>	Småsmelle	-	-	-	-	8	1	-	-
<i>Diphasiastrum alpinum</i>	Fjelljamne	-	-	-	-	8	9	-	-
<i>Hieracium sp.</i>	Sveve	-	-	-	-	-	-	8	2
<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt	-	-	-	-	8	2	-	-
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	-	-	-	-	17	3	-	-
<i>Veronica alpina</i>	Fjellveronika	-	-	-	-	-	-	17	2
<i>Viola biflora</i>	Fjellfiol	-	-	-	-	8	2	-	-
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	9	1	100	9	17	9	100	14
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Gulaks	27	4	-	-	17	5	-	-
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstarr	9	1	17	3	8	3	8	4
<i>Carex nigra</i>	Slåtestarr	45	5	8	4	-	-	-	-

<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	9	16	42	2	8	13	50	9
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	27	9	8	3	67	13	42	4
<i>Festuca rubra</i>	Rødsvingel	73	11	67	8	17	14	92	14
<i>Luzula multiflora coll.</i>	Bakkefrytle	27	2	17	1	25	2	17	3
<i>Nardus stricta</i>	Finnskjegg	9	16	-	-	17	6	17	9
<i>Phleum alpinum</i>	Fjelltimotei	27	2	25	3	8	3	17	2
<i>Phleum pratense</i>	Timotei	-	-	33	5	-	-	-	-
<i>Poa annua</i>	Tunrapp	-	-	8	4	-	-	-	-
<i>Poa pratensis coll</i>	Engrapp	9	1	58	3	-	-	8	1
<i>Carex bigelowii</i>	Stivstarr	-	-	-	-	67	10	17	13
<i>Festuca ovina</i>	Sauesvingel	-	-	-	-	8	1	-	-
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juncus trifidus</i>	Rabbesiv	-	-	-	-	8	12	-	-

6.2 Vedlegg 2

Økologiske variabler og GPS-kordinater for analyserutene i 2006 og 2021

ID	År	Habitat	Feltsjikt %	Botnsjikt %	Naken jord %	Varme-indeks	GPS
1	06	ror	40	25	25	NA	NA
2	06	omg	85	5	1	NA	NA
3	06	ror	65	30	1	NA	NA
4	06	omg	80	5	1	NA	NA
5	06	ror	15	60	15	NA	NA
6	06	omg	90	10	1	NA	NA
7	06	ror	30	25	50	NA	NA
8	06	omg	80	60	1	NA	NA
9	06	ror	30	25	40	NA	NA
10	06	omg	65	40	1	NA	NA
11	06	ror	10	40	50	NA	NA
12	06	omg	90	5	1	NA	NA
13	06	ror	30	25	40	NA	NA
14	06	omg	60	12	1	NA	NA
15	06	ror	25	5	65	NA	NA
16	06	omg	50	75	1	NA	NA
17	06	ror	20	15	85	NA	NA
18	06	ror	25	3	70	NA	NA
19	06	omg	70	50	1	NA	NA
20	06	ror	80	15	5	NA	NA
21	06	omg	80	50	1	NA	NA
22	06	ror	80	15	25	NA	NA
23	06	omg	90	15	1	NA	NA
24	21	ror	65	30	1	0,01	32V 0439564, 6768333
25	21	ror	35	25	5	-0,05	32V 0439551, 6768329
26	21	omg	75	25	1	-0,01	32V 0439556, 6768338
27	21	omg	55	55	1	0,01	32V 0439568, 6768341
28	21	ror	50	25	1	0,05	32V0439532, 6768340
29	21	ror	90	2	1	0,11	32V 0439496,6768403
30	21	omg	98	10	1	0,40	32V 0439502, 6768408
31	21	omg	85	12	1	-0,08	32V 0439498, 6768332
32	21	ror	90	7	1	0,09	32V 0439481, 6768442
33	21	ror	90	7	1	0,02	32V 0439469, 6768465
34	21	omg	55	65	1	0,20	32V 0439455, 6768457
35	21	omg	80	4	1	0,32	32V 0439490, 6768460
36	21	ror	85	10	1	0,07	32V 0439448, 6768489
37	21	ror	95	6	1	0,05	32V 0439443, 6768501
38	21	ror	99	1	1	0,02	32V 0439435, 6768525
39	21	omg	90	5	1	0,01	32V 0439418, 6768514

40	21	omg	60	5	25	0,64	32V 0439426, 6768563
41	21	omg	85	12	1	0,10	32V 0439444, 6768536
42	21	ror	80	12	1	0,08	32V 0439582, 6768314
43	21	omg	60	45	1	-0,01	32V 0439590, 6768330
44	21	ror	15	80	5	0,10	32V 0439447, 6768506
45	21	ror	20	80	1	0,31	32V 0439439, 6768514
46	21	omg	75	35	1	0,28	32V 0439494, 6768514
47	21	omg	80	19	4	0,17	32V 0439517, 6768928