



Norwegian University
of Life Sciences

Masteroppgave 2023 60 stp

Fakultetet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Når sjøen kommer til syne: Restaurering av kystlynghei ved fjerning av sitkagran (*Picea sitchensis*) på Silda og Kvalheim

When the Sea Emerges: Restoration of Coastal
Heathland by Removing Sitka Spruce (*Picea
sitchensis*) on Silda and Kvalheim

Maria Dorthea Nielsen

Master i Naturforvaltning

Forord

Med denne oppgaven avslutter jeg min studie på naturforvaltning ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Denne oppgaven har vært et spennende prosjekt hvor jeg har kunnet utfordre meg selv. Arbeidet har bydd på flere utfordringer hvor jeg har fått muligheten til å utvikle mine miljøkunnskaper. Bakgrunnen for valg av oppgave er min interesse for naturen og alternative måter å bevare den på utover vern. Takk til Miljødirektoratet, Statsforvalteren i Vestland og Norsk Botanisk forening for finansieringen og gjennomføringen av prosjektet.

Jeg vil rette en takk til de som har vært med meg i prosessen av denne oppgaven: Veilederne mine Jonathan Edward Colman, Jørn Olav Løkken, Heidi Iren Saure og prosjektleder Anders Gunnar Heller for gode tilbakemeldinger og veiledning i arbeidet. Jeg vil også takke Mona Silden Langlo og Sindre Langlo for trivelige opphold og gode middager under feltarbeidet på Silda, samt medstudenter og venner for gode diskusjoner og motiverende ord. Til slutt vil jeg takke hunden min Flora for lange lufteturer og ufrivillige pauser.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 13.12.2023

Maria Dorthea Nielsen

Sammendrag

Kystlynghei er blant de semi-naturlige naturtypene på rødlisten for naturtyper, med kategori sterkt truet (EN). Naturtypen er i sterk tilbakegang grunnet opphørt drift, siden kystlyngheien er avhengig av helårsbeite og lyngsviing. Under skogreisingen i Norge fra 1950- til 1980-tallet ble flere av kystlyngheien plantet med det innførte treslaget sitkagran (*Picea sitchensis*). Arten sprer seg og er en stor trussel for naturmangfoldet der den etablerer seg. På Kvalheim og Silda i Kinn kommune hadde sitkagranen blitt plantet såpass tett at den naturlige vegetasjonen var helt borte. Derfor ble det startet et restaureringsprosjekt for å fjerne sitkagranen og få tilbake den naturlige vegetasjonen. Her ble de første tiltakene gjennomført på Silda i 2018 og på Kvalheim i 2021.

Transekt med ruteanalyser ble satt opp i en kronosekvens på områder hvor hogst av sitkagran ble gjennomført i 2018, 2019, 2021 og 2022 i tillegg til randsone og kontroll. Alle ruteanalysene ble gjennomført i 2022 og 2023. Innenfor hvert transekt var det fem ruteanalyser (1m²) med 16 småruter, hvor frekvens av karplanter og moser ble registrert. Videre er fire ulike aspekter undersøkt: 1) Forekomst av sitkagranspirer 2) Artsdiversitet og artssammensetning 3) Framtidig utvikling og 4) Restaureringspotensialet. Det var generelt lite oppslag av sitkagran på områdene som ble ryddet, flest spirer ble registret på området hvor tiltak ble gjennomført i 2022 på Silda. Det er færre spirer på områdene hvor vegstasjonen har hatt lengre til på å utvikle seg. Artsdiversiteten hadde en økende trend med tid fra gjennomført restaureringstiltak. På Silda hadde områdene hvor tiltak ble gjennomført først en høyere artsdiversitet enn kontrollen. Artssammensetningen på de restaurerte områdene er fortsatt svært ulik en kystlynghei, men ordinasjonsanalysen viser en trend hvor sammensetningen blir mer og mer lik kontrollene. Selv etter fem år er fortsatt pionerarter svært dominerende, men antall diagnostiske arter øker med år fra gjennomført tiltak. Røsslyng (*Calluna Vulgaris*) er en av de essensielle diagnostiske mengdeartene for kystlynghei og var registret på alle områdene utenom et av de yngste hogstflatene på Silda. ORBA analysen predikerte at de restaurerte områdene skal få et artssammensetningen lik kontrollene med et 7 til 13 års tidsperspektiv. Ut ifra denne studien kan det konkluderes med at de restaurerte områdene beveger seg i riktig retning, men at det kreves videre arbeid med skjøtsel og brenning for å oppnå det ønskede resultatet.

Abstract

Coastal heathland is one of the semi-natural habitat types on the red list for habitats and is categorized as endangered (EN). The habitat is threatened due to discontinued use since the coastal heathland depends on year-round grazing and heather burning. During the afforestation in Norway in the 1950s to 1980s, much of the coastal heathland was planted with the introduced species Sitka spruce (*Picea sitchensis*). The species continues to spread and poses a significant threat to biodiversity. On Kvalheim and Silda in Kinn municipality, the planted Sitka spruce had dense stands where the natural vegetation has been outcompeted. Therefore, a restoration project was started to remove the Sitka spruce and restore the natural vegetation in the area. The first areas were cleared on Silda in 2018 and on Kvalheim in 2021.

Transects with quadrat analyses were set up in areas where restoration initiative were started in 2018, 2019, 2021 and 2022, in addition to edge zones and controls. Within each transect, quadrat analyses (1m²) were carried out with 16 small routes, where the frequency of vascular plants and mosses was registered. Four different aspects were investigated: 1) Occurrence of Sitka spruce shoots 2) Species diversity and species composition 3) Future development and 4) Restoration potential. There was a low occurrence of Sitka spruce, with most shoots registered in the area where restoration initiative were carried out in 2022 on Silda. There are generally fewer shoots in the areas where the vegetation has had longer to develop.

Species diversity showed an increasing trend with time since the restoration action was carried out. On Silda, the areas where actions were taken earlier had higher species diversity than the control. The species composition in the restored areas is still very different from a coastal heathland, but the ordination analysis shows a trend where the composition becomes more similar to the controls with time. Even after five years, pioneer species are still very dominant, but the number of diagnostic species increases with years since the action was taken. *Calluna vulgaris* is one of the essential diagnostic quantity species for coastal heathland and was registered in all areas except one of the youngest felling areas on Silda. The ORBA analysis predicted that the restored areas would have a species composition similar to the controls within a 7 to 13-year timeframe. Based on this study, it can be concluded that the restored areas are moving in the right direction, but further work with management and burning is required to achieve the desired result.

Innhold

Forord	i
Sammendrag.....	ii
Abstract.....	iii
1. Introduksjon.....	1
2. Metode.....	8
2.1. Studieområde	8
2.2. Studiedesign og datainnsamling.....	11
2.3. Statistisk analyse.....	14
2.3.1 – Forekomst av sitkagranspirer	14
2.3.2 – Artsdiversitet	14
2.3.3 – Artssammensetning	14
2.3.4 – Ordination regression based approach (ORBA).....	16
3. Resultat	17
3.1. Forekomst av sitkagranspirer.....	17
3.2. Artsdiversitet.....	17
3.3. Artssammensetning.....	18
3.4. Modellert restaureringshastighet.....	23
4. Diskusjon	25
4.1. Forekomst av sitkagranspirer.....	25
4.2. Artsdiversitet og artssammensetning	27
4.3. Framtidig utvikling	33
4.4. Restaureringspotensialet	36
5. Konklusjon.....	39
6. Referanser.....	40
7. Vedlegg.....	45

1. Introduksjon

I 2019 publiserte De Forente Nasjoners (FN) naturpanel sin generalforsamlingsrapport med hovedbudskapet at tiåret 2021-2030 delegeres til økologisk restaurering, som et tiltak for å bevare det biologiske mangfoldet på jorden (United Nations General Assembly, 2019). Den offisielle definisjonen av økologisk restaurering fra Society for Ecological Restoration (SER), og er: «*Økologisk restaurering er prosessen med å hjelpe gjenopprettingen av et økosystem som har blitt degradert, skadet eller ødelagt*» (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004). Restaureringsøkologi er et ungt akademisk felt (Eitzel et al., 2012), men med en stadig økning i antall prosjekter har kunnskapsgrunnlaget blitt større.

Målet med restaurering av et økosystem er å bringe naturen tilbake til en tilstand og funksjon som hadde eksistert hvis forringelsen ikke fant sted (FAO et al., 2021). Dermed må vi ha gode data fra et referanseområde for å oppnå et godt resultat. Restaureringstiltak bygges på flere prinsipper, hvor noen handler om å ha et målbart resultat, overvåkning og videre forvaltning av området, samt kunnskapsbasert valg av tiltak (FAO et al., 2021). Et vesentlig prinsipp i restaureringsøkologi er å tilrettelegge for at de naturlige prosessene skal starte ved å fjerne årsaken til at økosystemet ble degradert (Palmer et al., 1997). De økologiske prosessene må etablere seg før et restaurert område kan ansees som fullt funksjonelt og at målene er oppnådd. Variasjon i påvirkning på et økosystem som planting av trær, gjødsling eller oppdyrking, og hvor forringet økosystemet er før tiltak er gjennomført, medfører at framgangsmåten for restaurering av ulike steder og former for natur kan ha stor variasjon. Tidsrammen kan variere fra 10 – til 100 år, avhengig av tilstand til økosystemet og hva målet er (SER - Society for Ecological Restoration, u.å.). Det krever en god plan for tiltak, skjøtsel og videre overvåkning (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004).

Et restaureringstiltak starter ofte med et inngrep i økosystemet, slik som fjerning av vegetasjon. I tidlig fase etter gjennomføringen av et slikt tiltak er det vanlig at økosystemet har lav artsdiversitet grunnet forstyrrelsene. Deretter kan den øke med tid, og ofte bli høyere enn hva som finnes i referanseområdet grunnet mange arter som etablerer seg. Hvis et restaureringsprosjekt blir regnet som vellykket vil økosystemet stabiliserer seg med tid og gå tilbake til sin naturlige standard slik at økosystemet ender med et høyere artsdiversitet enn før

tiltak ble gjennomført. Dette er avhengig av hvor høy artsdiversitet det er i utgangspunktet før tiltak (Thiet et al., 2014). Hvilke arter som etablerer seg etter tiltak avhenger av frøbank, og avstand fra nærmeste spredningskilde. Derfor bør referansetilstanden – det som er ønsket sluttresultat – være fra et område med tilsvarende miljøforhold og påvirkning (Palmer et al., 2016). Artsdiversiteten i seg selv er ikke et godt mål på om et restaureringsprosjekt blir vellykket uten å ta artssammensetningen i betraktning (Rydgren et al., 2020).

I Norge oppfordres det til restaurering av natur gjennom flere konvensjoner og statlige rapporter. Blant disse er konvensjon om biologisk mangfold (CBD) som inkluderer Aichimålene, Bernkonvensjonen (Klima- og Miljødepartementet, 2021), RENO (Restoration of damaged Ecosystem in the Nordic countries) (Dagmar Hagen, 2010) og stortingsmelding 14 (Meld. St. 14 (2015-2016)) essensielle. I løpet av de siste årene er det påbegynt flere prosjekter for å restaurere kystlynghei i Norge (Helle, 2021; Løberg, 2020, 2022; Saure et al., 2023; Vesterbukt, 2017). Internasjonalt finnes det flere vellykkede prosjekter med restaurering av kystlynghei, spesielt i Storbritannia (Read & Bealey, 2021; Walker et al., 2004). Den norske kystlyngheien inngår som en del av den internasjonale naturtypen kystlynghei, og strekker seg fra Lofoten til Portugal (Kaland & Kvamme, 2013), hvor forekomsten i Norge utgjør en tredjedel av kystlyngheiene langs Atlanterhavskysten (Nilsen et al., 2009). Kystlynghei er en vesentlig del av det norske kulturlandskapet, og er betinget av drift med helårsbeite, lyngsviing, rydding og slått. Denne driftsformen har pågått i opp mot 5000 år, og har resultert i en åpen naturtype med få eller ingen trær (Svarte, 2013).

Kystlynghei domineres av arter som røsslyng (*Calluna vulgaris*), blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), krekling (*Empetrum nigrum*), og blåbær (*Vaccinium myrtillus*) (Svarte, 2013). Spekteret av variasjon innenfor de norske kystlyngheiene er stort, og avhenger av berggrunn, hevdregime, himmelretning og andre miljøfaktorer, som utformer seg som en gradient fra kalkrik til surt og vått til tørt (Kaland & Kvamme, 2013). Gradienten gir grunnlag for de ulike typene av kystlynghei som er kategorisert i NiN systemet (Halvorsen et al., 2016), og gir utspill i ulik artsdiversitet, som inngår i de geografiske forskjellene. På Sørlandet er kystlyngheiene ofte tørre, hvor arter som klokkesøte forekommer (Bär, 2020). Her er fuktheier sjelden i motsetning til Vestlandet hvor fuktheier er svært vanlig. Noen arter som er forbundet med høyere krav til fuktighet, og derfor forekommer i disse områdene er klokkelyng, hvitlyng og purpurlyng (Artsdatabanken, 2014). Purpurlyngen har også krav til et mildt vinterklima, som gjør at den bare forekommer på kysten på Vestlandet og deler av

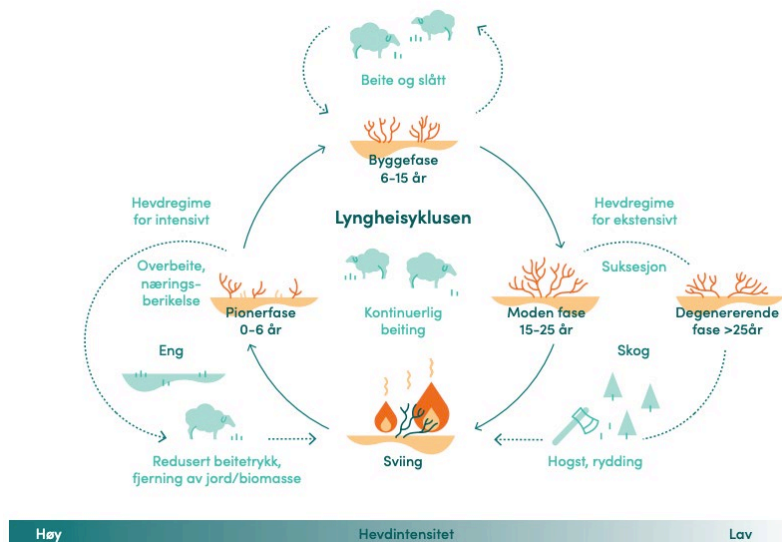
Sørlandet (Nilsen et al., 2009). I kystlyngheiene på Vestlandet forekommer det også flere arter som har liten geografisk utbredelse, hvor kystlyngheiene er et elementært habitat for deres tilstedeværelse (Bär, 2020). Dette er arter som vestlandsvikke (NT) som er rødlistet grunnet sin lille geografiske utbredelse (Artsdatabanken, 2021) og andre arter som kystmyrklegg, fagerperikum, lyngøyentrøst og heiblåfjær (Bär, 2020). I Nord- og Midt-Norge er fukthei den dominerende formen, hvor det er en glidende overgang mellom kystlynghei og myr da torvdekket kan bli flere desimeter. Dette gjør at arter som torvull og slåttestarr er vanlige (Bär, 2020).

Som tidligere nevnt er kystlyngheiene betinget av drift med helårsbeite, lyngsviing, rydding og slått, hvor kombinasjonen av lyngsviing og helårsbeite er mest vanlig i Norge (Velle & Thorvaldsen, 2021). Historisk har beitetrykket blitt nøye regulert av bonden for å unngå gjengroing og overbeite. Et for lavt beitetrykk resulterer i at lyngen blir høyvokst og kan gro igjen med einer og løvtrær, som medførte lavere forverdi. På den andre siden førte et for høyt beitetrykk til endring i artssammensetning, hvor arter som tåler mer beite som graminider ble dominerende, og medførte at bøndene mistet vinterfôret sitt (Norderhaug et al., 1999). Sau, storfe og geit beiter forskjellig (Bjåen, 2011), dermed måtte bonden anse hvilke dyr som skulle være på beite ut ifra hvor nedbeitet eller igjengrodd kystlyngheien var (Norderhaug et al., 1999).

Lyngsviing er en essensiell faktor for å opprettholde kystlyngheien. Lyngsviing ble brukt for å forynge lyngen, senke høyden og bidra til nye spirer (Velle & Thorvaldsen, 2021). Beitedyr har ulike preferanser for beite gjennom sesongen, hvor sau ofte foretrekker urter og gress i sommersesongen (Bjåen, 2011). Dermed ble lyngheiene ofte brent på senhøst og tidlig vår slik at gress og urter hadde mulighet til å komme opp på sommeren, det er også tryggest å brenne når det er tele i bakken (Norderhaug et al., 1999). Lyngsviing påvirker også spireevnen til røsslyngen, hvor røyken er den viktigste faktoren (Bargmann et al., 2014). Røsslyngen er en konkurransedyktig art i sitt miljø og utkonkurrerer gress og urter hvis den er høyvokst, da den fjerner tilgangen på lys i feltsjiktet (Velle & Thorvaldsen, 2021). På grunn av dette er ofte områder med gammelvokst lyng de mest artsfattige, mens områder som nylig har blitt brent har flere ledige nisjer og gir dermed grunnlag for en høyere artsrikdom (Svarte, 2013).

Skjøtselsregimet medfører at kystlyngheien går i syklus på 25-30 år som vist i figur 1. Som nevnt er naturtypen på sitt mest artsrike i pionerfasen rett etter lyngsviing, når det er spiring av mange nye arter og ofte dominert av graminider som blåtopp (*Molinica caerulea*) (Svarte,

2013). Et for høyt beitetrykk vil medføre at kystlyngheien blir omgjort til en beitemark, siden graminider tåler beiting bedre enn lyngarter. Etter hvert kommer en byggefase, her avtar veksten og arter som røsslyng blir mer dominerende. I moden fasen har røsslyngen begynt å bygge opp forvedete strukturer, som gir lite mat til sauene (Velle & Thorvaldsen, 2021). Hvis kystlyngheien ikke brennes, ryddes eller slås vil område begynne å gro igjen til skog (Hovstad et al., 2018).



Figur 1: Lyngheisyklusen illustrert med pioner-, bygg, og moden fasen, samt konsekvensen av at kystlyngheien ikke holdes i hevd eller skjottes riktig. Illustrasjon hentet fra Velle og Thorvaldsen (2021).

Naturtypen kystlynghei er vurdert til sterkt truet (EN) på den norske rødlisten for naturtyper (Artsdatabanken, 2018b). Rødlisten baserer seg på metodikken til den internasjonale naturvernunionen med kategorier (sannsynlighet for at naturtypen går tapt), kriterier (årsak til rødlistevurderingen) og retningslinjer (Bland et al., 2017). Hovedårsaken til at kystlynghei er vurdert som sterkt truet er grunnet C – og D – kriteriet (Hovstad et al., 2018). C – kriteriet omhandler abiotisk forringelse av naturtypen, som for eksempel tilføring av næringsstoffer og klimaendringer. D – kriteriet omhandler biotisk forringelse av naturtypen, dette kan for eksempel være opphørt drift av semi- naturlige naturtyper. Vurderingsperioden til kriteriene er 50 år (Artsdatabanken, 2018a).

Den tidligere driftsformen på kysten er ikke lenger lønnsom for bøndene (Ris, 2023), dette medfører at de fleste områder med kystlynghei ikke skjottes og holdes i hevd. Uten beite og lyngsviing vil det etablere seg gjengroingsarter som einer (*Juniperus communis*) og bjørk (*Betula spp.*), som videre kan utvikle seg til skog (Svarte, 2013). Selv hvis områdene fortsatt beites vil de gro igjen uten lyngsviing, da beitedyr ikke foretrekker arter som einer (Norderhaug et al., 1999). Opphørt drift inngår i rødlistevurderingen sitt D – kriteriet, og er en

av hovedårsakene til at naturtypen sin vurdering (Hovstad et al., 2018). Når kystlyngheien ikke lenger brukes til beite, er det flere områder som blir gjødslet for å benyttes til nydyrking. Dette endrer artssammensetningen slik at graminider blir mer dominerende enn lyngarter (Aarrestad, 2009). Naturtypen er også utsatt for nitrogenavsetning fra luft og annen forurensing. Ved tilførsel av nitrogen endres artssammensetning til å inneholde flere nitrofile arter som blåtopp og smyle (*Avenella flexuosa*). Det er særlig kystlyngheiene lengre sør i landet som har blitt sterkest påvirket av nitrogenavsetning (Johansen et al., 2017). Dette inngår som C – Kriteriet på rødlisten (Hovstad et al., 2018). Etter den store skogreisningen på Vestlandet, har arten sitkagran (*Picea sitchensis*) spredt seg ut mot lyngheiene (Saure et al., 2013; Thorvaldsen, 2016). Andre fremmedarter som ofte etablerer seg er gyvel (*Cytisus scoparius*), mispelarter (*Cotoneaster spp.*) og høstberberis (*Berberis thunbergii*) (Svarte, 2013). Dette inngår som A (reduksjon i totalareal)– og C – kriteriet på rødlisten (Hovstad et al., 2018).

Sitkagran (*Picea sitchensis*) er en fremmedart og vurdert til svært høy risiko (SE) i Norge, grunnet stor økologisk effekt etter etablering og en høy spredningsevne spesielt til rødlistede naturtyper som kystlynghei. (Elven et al., 2018). Arten har sin opprinnelige utbredelse på Vestkysten i Nord-Amerika, og ble importert til Norge under skogreisningen på 1950-tallet. Sitkagran ble særs benyttet på vestlandskysten siden den er en hardfør art som tåler sterk ensidig vind, og egner seg derfor godt til vindskjerming (Roll-Hansen, 2015). Sitkagran har lette og små frø som er tilpasset vindspredning. Individuer blir vanligvis frøbærende når de er mellom 20-30 år, men i åpne landskap som i kystlynghei er arten observert som frøbærende i en alder av bare 6 år (Elven et al., 2018). Arten har en høyere frøspredningsevne enn vanlig norsk gran, og utkonkurrerer naturlig lyskrevende vegetasjon (Elven et al., 2018). Derfor er sitkagran en stor problemart i naturtyper som kystlynghei (Elven et al., 2018). Oppslaget av sitkagran etter hogst kan gjøre det vanskeligere å få til et vellykket restaureringstiltak (Saure et al., 2023).

Utplantingen av sitkagran under skogreisningen ble igangsatt på 1950 – tallet og omhandlet hovedsakelig planting av trær på tidligere beitemark og dermed også i kystlynghei. Utplantningen av Sitkagran ble subsidiert hvor skogfondet ble brukt som økonomisk insentiv for at private skogbrukere skulle starte utplantingen (Nydaard, 2021). På Vågsøy, Silda og Husevågøy i Kinn kommune ble sitkagran plantet ut av grunneiere og som skoleprosjekt under skogreisningen på 1970 – og 1980 – tallet. Flere av områdene som ble plantet på den

tiden er ikke framkommelig for dagens hogstmaskiner. Dette gjør at det ikke har medført noen økonomisk gevinst fra hogst, og plantefeltene står som en frøkilde til videre spredning (Roll-Hansen, 2015).

I 2018 startet et restaureringsprosjekt med samarbeid mellom Norsk Botanisk forening (avdeling Østfold), Statsforvalteren i Vestland og Miljødirektoratet. Overordnede mål for prosjektet er å bevare kulturlandskapet, fjerne fremmedarten sitkagran og bidra til restaurering av de rødlistede naturtypene kystlynghei (EN), naturbeitemark (VU) og slåttemark (Breton et al.). Per 2023 er det påbegynt tiltak på Vågsøy og Silda, hvorav denne oppgaven fokuserer på kystlynghei. Prosjektet omhandler fjerning av sitkagran og videre skjøtselstiltak med helårsbeite av spelsau og lyngsviing. Forekomster av sitkagran har blitt fjernet og fraktet vekk eller brent. Planleggingen for lyngsviing er igangsatt og første område ble brent i 2023. Det er lagt opp til en naturlig revegetering fra frøbank og nærstående planter til de restaurerte områdene.

Målet med denne oppgaven er å undersøke restaureringspotensialet til kystlynghei etter fjerning av sitkagran. Med utgangspunkt i restaureringsprosjektet på Silda og Kvalheim, skal denne oppgaven utforske hvorvidt de gjennomførte tiltakene tilbakefører den naturlige vegetasjonen – kystlynghei. Dette vurderes ut ifra hvilket år området var restaurert, og med omkringliggende intakte kystlyngheier som referanse. Hovedaspektene som skal undersøkes er 1) forekomst av sitkagranspirer, 2) artsdiversitet og artssammensetning, 3) tidsperspektivet på restaureringsprosjektet og 4) restaureringspotensialet til kystlynghei sammenlignet med andre naturtyper.

På grunnlag av sitkagranen sine tidligere bestander og oppbygd frøbank forventes det 1) flest sitkagranspirer på Kvalheim sammenlignet med Silda, da det restaurerte område er nærliggende en sitkagranstand, og derfor vil området være utsatt for vindspredde frø. På Silda forventes det at områdene som var restaurert sist, altså områdene hvor tiltak ble gjennomført i 2022 og 2021 har flest spirer. Her har vegetasjonen hatt minst tid til på å bygge seg opp, og det er derfor å forventet at sitkagranen har lite konkurranse fra andre arter. Etter hvert som vegetasjon begynner å etablere seg antas det at 2) de restaurerte områdene vil ha en lavere artsdiversitet rett etter gjennomført tiltak, men høyere enn i sitkagranplantasjen. Etter hvert vil den øke til å bli høyere enn kontrollene, men om den har blitt høyere etter et femårs perspektiv er usikkert. De første årene etter gjennomført tiltak vil trolig artssammensetningen være dominert av pionerarter, men i områdene som ble restaurert først (i 2018 og 2019) vil det

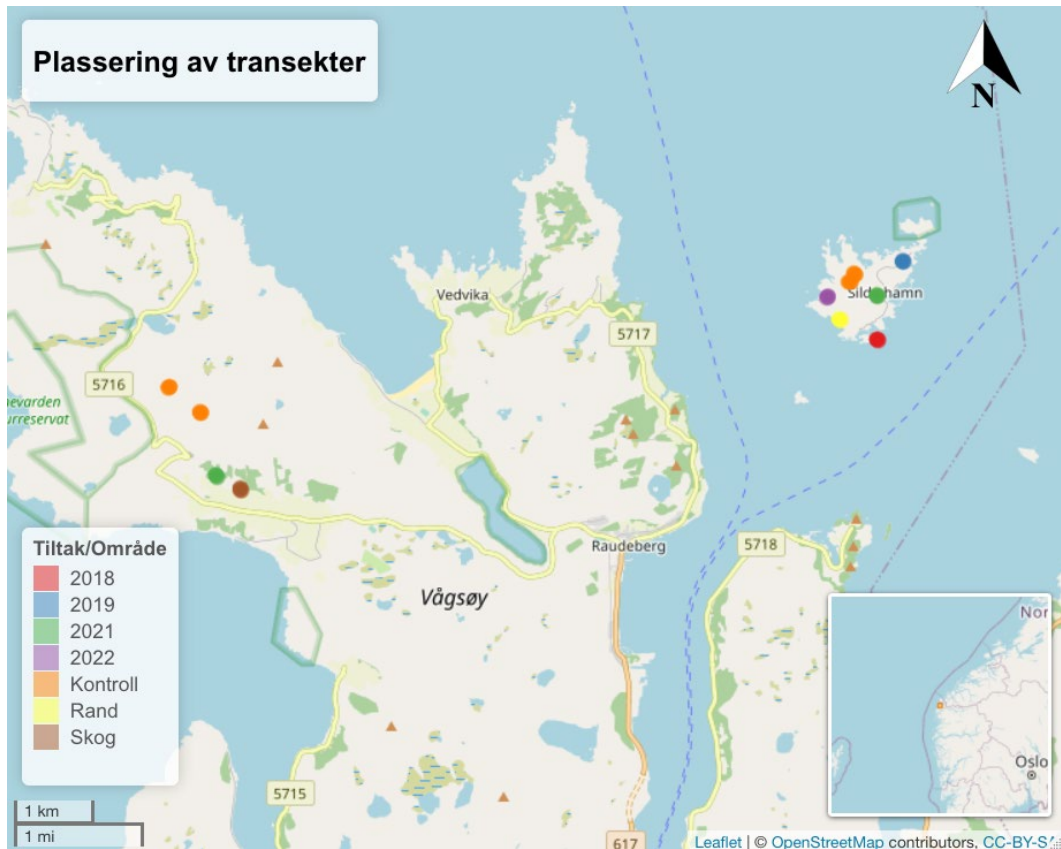
komme innslag av karakteristiske arter for kystlynghei slik som røsslyng. De karakteristiske artene vil trolig ikke være dominerende. 3) Hvor lang tid det tar før det restaurerte området kan kategoriseres som kystlynghei er vanskelig å si. Prediksjonen vil trolig gi et tidsperspektiv på mellom 20-30 år, men at det vil være stor usikkerhet rundt estimatet. Siden kystlynghei er en generelt fattig naturtype med få arter, hvor røsslyngen er dominerende og bygger opp store frøbanker antas det også at 4) det er et høyere potensial for å restaurere kystlynghei sammenlignet med semi-naturlige naturtyper som er mer artsrike.

2. Metode

2.1. Studieområde

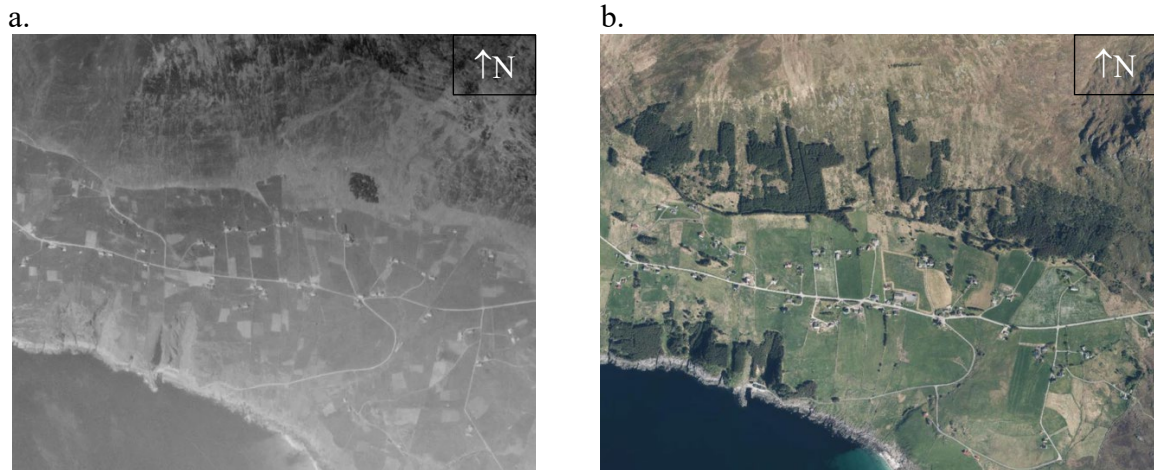
Restaureringsprosjektet er lokalisert på Silda og Kvalheim i Kinn kommune på Vestlandet. Transektenes plassering er vist i figur 3 og vedlegg 1. Området befinner seg i sterkt oseanisk seksjon (O3), i overgangen mellom boreonemoral og sørboreal sone (Artsdatabanken, u.å.-a). Det er årlig nedbør på 2500 millimeter og gjennomsnittstemperatur på 7,0 °C (Norsk Klimaservicesenter, 2022) som utgjør en vekstsesong på over 175 dager i året (NIBIO - Kilden, u.å.). Kvalheim og Silda var tidligere dominert av naturlig åpne og semi-naturlige naturtyper uten trær (figur 4a og 5a) (Norkart, 2023).

Hogst av sitkagran startet i 2018 og all sitkagran på Kvalheim og Silda skal være fjernet innen 2023. For fjerning av granen er det benyttet en kombinasjon mellom hogstmaskiner og manuell fjerning ved bruk av motorsag, deretter har tømmerstokkene blitt fjernet ved helikopter og resten av hogstavfallet er samlet og brent i bål på nærliggende områder. På Silda var bålene plassert i nærheten av alle transektene utenom området hvor tiltak ble gjennomført i 2022 (vedlegg 1c). Derfor er dette det eneste transektet på Silda som ikke har blitt utsatt for røyk. Når hogsten er ferdigstilt er det planlagt regelmessig lyngsviing og deretter sette spelsau på beite.



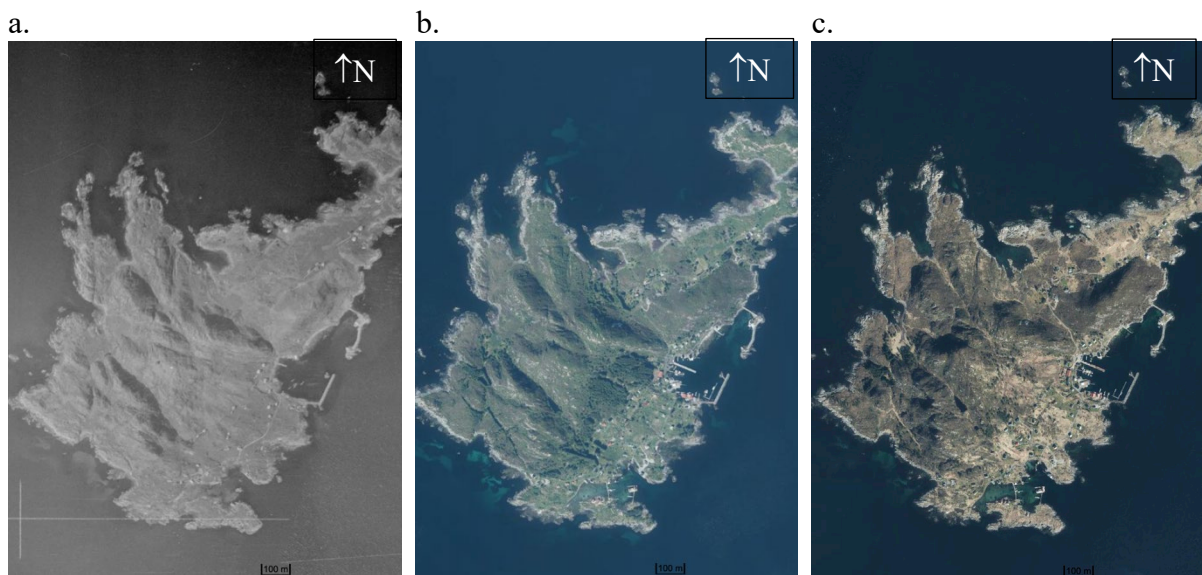
Figur 2: Transekt for ruteanalyser på Kvalheim i vest og Silda i øst. På Kvalheim er det undersøkt flater som ble hogget i 2021 og i Sitkagran skog, samt kontroll. På Silda er det gjennomført ruteanalyser på områder som ble restaurert i 2018, -19,-21 og -22 samt kontroll.

Berggrunnen på Kvalheim består av glimmerskifer og granittisk gneis (NGU - Norges geologiske undersøkelse, 2015a) med et tynt morenedekke (NGU - Norsk Geologisk Undersøkelse, 2015b). Glimmerskifer er middels kalkrik, og siden bergarten forvitrer lett (Miljolare.no, u.å.) finner vi utforminger av intermediær kystlynghei på Kvalheim. Utbredelsen av plantet sitkagran (*Picea sitchensis*) på Kvalheim grenser til Movatna naturreservat, som er vernet grunnet lynghei og godt utviklede oseaniske myrtyper (Miljødirektoratet, 2004). Kvalheim har en glidende overgang mellom kystlynghei og terrengdekkende myr, dette gir utslag i en fuktigere lynghei (Svarte, 2013). De vanligste artene i kystlyngheien på Kvalheim er krekling (*Empetrum nigrum*), røsslyng og rypebær (*Arctostaphylos alpina*). Hogst av sitkagranplantasjene (figur 3) startet her i 2021. Områder rundt det restaurerte feltet beites, og dette skal ekspanderes når hogsten er ferdigstilt.



Figur 3: a. Kvalheim i 1949, første plantefelt med sitkagran er etablert. b. Kvalheim tatt i 2021 før hogst. Kart hentet fra Finn.no historiske flyfoto (Norkart, 2023).

Silda har granittisk genis i berggrunnen (NGU - Norges geologiske undersøkelse, 2015a) og noe løsmasser i form av organisk materiale fra myr og torv (NGU - Norsk Geologisk Undersøkelse, 2015b). Før sitkagranen ble plantet var Silda dominert av kystlynghei, naturbeitemark og slåtteeng (figur 4a). De vanligste artene i kystlyngheien på Silda er røsslyng, einer (*Juniperus communis*) og smyle (*Deschampsia flexuosa*). Hogst av sitkagran startet på Silda i 2018 (figur 4b), og alle felt med sitkagran var hugget innen 2022 (figur 4c). Det ble gjeninnført beite i 2019 etter at øyen har vært ubeitet siden 1978. Beiteområdet skal ekspanderes når prosjektet er ferdigstilt.



Figur 4: Historisk flyfoto av Silda og Kvalheim. a: Silda tatt i 1949 før utplantingen. b. Silda tatt i 2018 før hogst. c. Silda tatt i 2021, etter hogst på flere av områdene. d. Kvalheim tatt i 1949, første plantefelt med sitkagran er etablert. e. Kvalheim tatt i 2021 før hogst. Kart hentet fra Finn.no historiske flyfoto (Norkart, 2023).

Før noen tiltak ble gjennomført hadde sitkagranen tette bestander med lite bakkevegetasjon der den har blitt plantet (figur 5a). Områdene rundt sitkagranplantasjene er kystlynghei som ikke har blitt skjøttet, og derfor er i en degraderingsfase (figur 5b).



Figur 5: Bilde tatt på Silda i 2021. a: Sitkagranplantasje hvor granen har utkonkurrert den naturlige vegetasjonen, b: Naturlig vegetasjon på Silda med høyvokst einer og røsslyng. Foto: Maria Dorthea Nielsen.

2.2. Studiedesign og datainnsamling

Elleve transekter med lengde på 25 meter var satt opp på områder hvor hogst av sitkagran er gjennomført på ulike tid (2018, -19, -21 og -22) (Måren & Vandvik, 2009), samt kontroll og randsoner. Transektene representerer en kronosekvens for suksessjon, som innebærer en endring i samfunnsstruktur med tid, hvor de eldre transektene, som har hatt lengre tid på å utvikle seg, er ulik fra de yngste (Universitetet i Oslo - Institutt for biovitenskap, 2022). I hvert transekt var det lagt 5 analyseruter. Transektene ble startet der påvirkningen av den tidligere sitkagranbestanden var vurdert som høy, slutt punktet til transektet er plassert der hvor det fortsatt var betraktelig påvirkning. Det ble totalt undersøkt 11 ulike transekter som utgjør 55 ruteanalyser, alle transektene var undersøkt både vår og høst i 2022 og 2023. Rutene ble markert med fargede pinner, og GPS koordinater (vedlegg 1b) ble registret med en håndholdt GPS-enhet (Garmin GPSmap 62s).

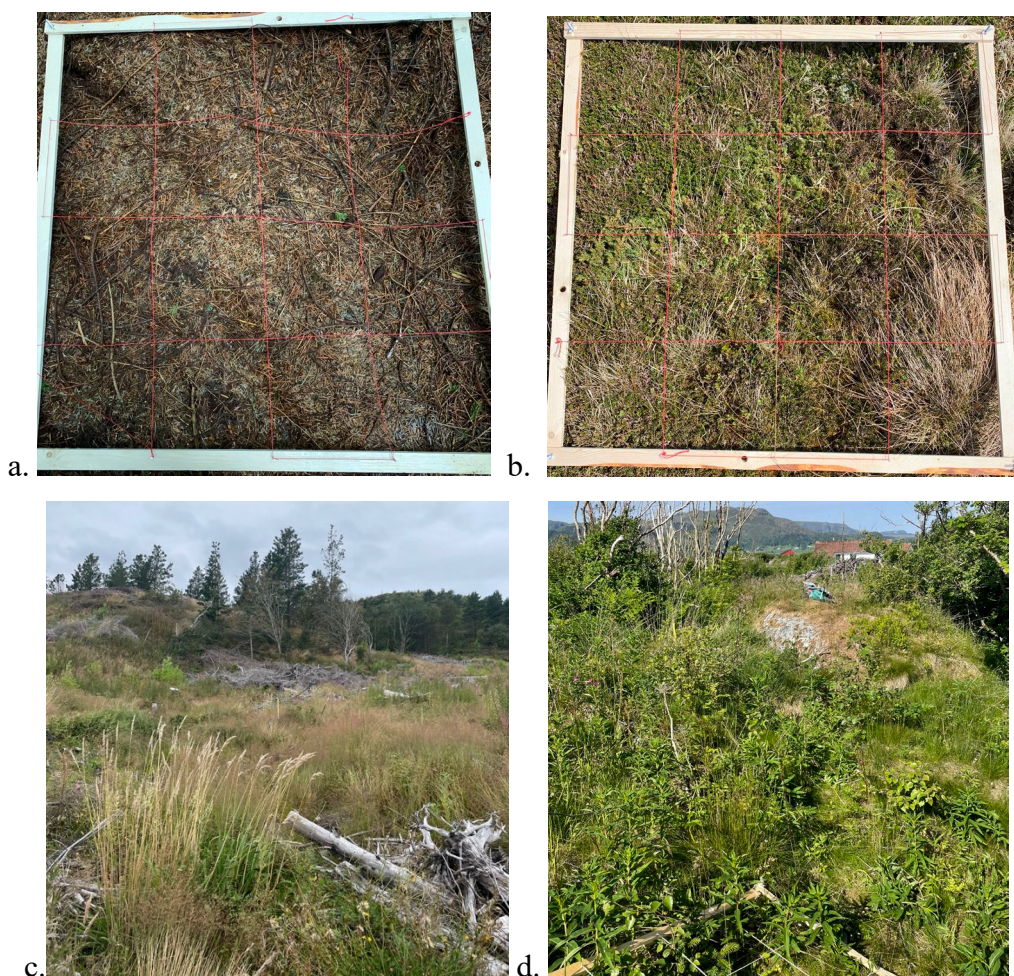
Tabell 1: Bakgrunnsinformasjon om undersøkte transektene på Kvalheim og Silda. Registeringer ble hentet i juni og august i 2022 og 2023. K = Kvalheim, S = Silda, og tallet som følger er året hogsten ble gjennomført.

Kvalheim				
Transekt	K21	Sitkagranplantasje	Kontroll 1	Kontroll 2
Helling	<i>Sør</i>	<i>Sør</i>	<i>Sør/øst</i>	<i>Nord/vest</i>
Moh.	225-239	161-168	369-415	417-426
Vegetasjonshøyde	5 cm	0 cm	10 cm	5 cm
Silda				
Transekt	S18	S19	S21	S22
Helling	<i>Flatt</i>	<i>Flatt</i>	<i>Øst</i>	<i>Vest</i>
Moh.	2-3	10-11	27-30	10-12
Vegetasjonshøyde	25cm	45 cm	45 cm	30 cm
Silda				
Transekt	Randsone	Kontroll 1	Kontroll 2	
Helling	<i>Sør/vest</i>	<i>Sør/øst</i>	<i>Nord/vest</i>	
Moh.	13-15	38-42	44-51	
Vegetasjonshøyde	35 cm	25 cm	20 cm	

Det var to kontrolltransekter på Kvalheim og Silda, som ble plassert på ulike utforminger av den tilstedeværende kystlyngheien (fig.1). Dette innebærer variasjon i himmelretning og fuktighet. For plassering av ruteanalyser ble google tallgenerator benyttet for å avgjøre hvor mange meter ut fra transektet ruteanalysene ble plassert. Tallgeneratoren ga en verdi mellom 5 og -5, hvor positivt tall viser antall meter til høyre for transektet og negativt tall viser antall meter til venstre. På Kvalheim var det lagt ut transekter, og gjennomført ruteanalyser i et område som ble restaurert i 2021, en sitkagranplantasje samt to kontroller. På Silda var det lagt ut, og gjennomført ruteanalyser i en kronosekvens på områder hvor restaureringstiltak ble gjennomført henholdsvis i 2018, 2019, 2021 og 2022, i tillegg ble det lagt ut transekter i to kontroller og en randsone. Kontrollene var kystlyngheier i nærliggende områder til de restaurerte områdene. Disse er lagt til kystlynghei kategorisert som degraderte kystlyngheier (altså ikke hatt jevnlig skjøtsel i nyere tid), siden det ikke var mulig å finne intakt kystlynghei i studieområdet. Randsone var et område som ligger tett på den tidligere sitkagranbestanden hvor trærne ikke har stått like tett, dermed er fortsatt noe av den naturlige vegetasjonen tilstedeværende.

Ruteanalyse ble gjennomført ved hjelp av en analyseramme (1x1 m), delt inn i 16 småruter (figur 2a og b). I hver smårute ble fravær/tilstedeværelse (frekvens) av alle karplanter og moser registrert. Alle karplanter og moser i feltsjiktet ble bestemt ved hjelp av «Gyldendals store nordiske flora (2018), 3. utgave av Lennart Stenberg og Bo Mossberg» og «Mossor enfältguide (2021), av Tomas Hallingbäck». Andre miljøvariabler som himmelretning og vegetasjonshøyde ble også registrert. Spirer av sitkagran ble registrert per rute. Alle identifiserbare frøplanter av sitkagran ble registrert og talt opp per rute/transekt. Videre ble artskart benyttet for å se på tidligere registrerte fremmede- og rødlistede arter.

For å fange opp sesongvariasjoner og mulig årsvariasjon ble alle transektene undersøkt i juni og august i 2022 og 2023. En rute på Kvalheim i transektet fra 2021 ble ikke gjenfunnet, derfor ble det etablert en ny rute. For å sikre at ny rute ble så lik den gamle som mulig, ble ny posisjon etablert basert på tidligere GPS-koordinater og bilder fra siste undersøkelse.



Figur 6: a. Analyserute fra transekt i sitkagranplantasje på Kvalheim. b. Rute fra kontrolltransekt på Kvalheim. c. Området rundet transekt som ble restaurert i 2021 på Silda. d. Område rundet transekt som ble restaurert i 2018. på Silda. Foto: Maria Dorthea Nielsen.

2.3. Statistisk analyse

Alle dataene fra feltarbeidet ble ført inn i Microsoft Excel for Mac versjon: 16.69.1 og videre analysert i R versjon 4.3.1 (R Core team 2023). Dataene består av artsregisteringer med frekvens og tilhørende miljøvariabler (men disse er ikke benyttet i videre analyser) for hver ruteanalysene. Pakken «tidyverse» ble benyttet for import og strukturering av data, og kart ble laget ved hjelp av «leaflet» pakken.

2.3.1 – Forekomst av sitkagranspirer

For å undersøke tilvekst av sitkagran ble det laget oppsummerende statistikk over antall spirer per transekt. Siden antallet spirer var relativt få, var det ikke mulig å teste resultatene på den god måte ved bruk av statistiske metoder.

2.3.2 – Artsdiversitet

Shannon diversity index ble benyttet for å undersøke likhet og ulikhet i artsdiversitet mellom transektene. Denne indeksen tar for seg antall arter (p_i) som forekommer og deres tetthet (Rain, 2022), og benytte denne matematiske ligningen: $H = - \sum_{i=1}^S p_i \log_b p_i$. For å regne ut Shannon-indeksen ble «diversity» funksjonen i vegan-pakken benyttet.

For å teste hvorvidt det var forskjell i artsdiversitet mellom transektene ble det benyttet en lineær regresjon og Tukey's range test. Analysen ble gjennomført med tiltaksåret som forklaringsvariabel og diversitetsindeksen som responsvariabel.

2.3.3 – Artssammensetning

Det er undersøkt forskjell i totalt antall arter innenfor hvert transekt, ved å sammenligne hvor mange av de samme artene som er tilstedeværende i de restaurerte områdene og kontrollene. Videre er det talt opp andelen arter som er kategorisert som vanlige- og mengdearter etter NiN systemet for kystlynghei (Halvorsen et al., 2016) for hvert transekt. For å teste om det var forskjell mellom de ulike behandlingene ble en tilsvarende lineær regresjon og Tukey's range test som for artsdiversitet benyttet.

For å visualisere økologiske gradienter i datamaterialet, og utvikling i artssammensetningen i de ulike transektene over tid, ble det benyttet multi-variate metoder (ordinasjon). Ordinasjon er en samlebetegnelse for flere metoder som søker etter gradienter i en datamatrikse. Felles for

metodene er at de regner ut en distanse mellom registreringspunkter (her analyseruter). Basert på ordinasjonsmetoder kan en ved hjelp av et ordinasjonsplot visuelt framstille gradienter i et datasett med mange variabler, og tolke disse resultatene basert på økologisk kunnskap. I et ordinasjonsplott blir hvert punkt (rute) plassert i et koordinatsystem. Et slikt plott viser likhet eller ulikhet til andre punkter, dermed vil punktene – som i datasettet representerer ruter og arter – som er plassert nærme hverandre representere likhet i artssammensetning og ulikhet hvis de er lang unna hverandre (Legendre & Legendre, 1998). Basert på ordinasjonsmetoder kan en visuelt framstille gradienter i et datasett med mange variabler, og tolke disse resultatene basert på økologisk kunnskap.

Det er generelt anbefalt å benytte flere ordinasjonsmetoder parallelt for å se om de gir lignende resultater, og om noen av metodene gir uønsket artefakter. I dette tilfellet ble de to metodene «Non-Metric Multidimensional Scaling» (NMDS) og «Detrended Correspondence Analysis» (DCA) benyttet. Visuell inspeksjon av DCA-plottet viste en tydelig «tongue effekt» (Det vil si et trekantet mønster med en lengre, utdratt tunge i ordinasjons-plottet, se også vedlegg 3), og følgelig er det kun NMDS-metoden som er presentert. En NMDS analyse ble gjennomført ved hjelp av «monoMDS» funksjonen i vegan-pakken. Grunnlaget for analysen var en matrise med frekvens av alle arter i ruteanalysene fra områder hvor det ble gjennomført restaureringstiltak i 2018, -19, -21, -22, samt kontroll og randsoner. Ruter som er svært artsfattig (to eller færre arter) gjorde det vanskelig å kjøre ordinasjonen, og skapte ekstreme gradienter i ordinasjonsplottene. For å kunne framstille økologiske tolkbare resultater, ble disse rutene derfor tatt ut av analysen. Dette innebærer at blant annet ruter i sitkagranplantasje og enkelte ruter hvor det nylig var gjennomført tiltak er tatt ut av analysen. Artsmatrisen ble omgjort til en Bray-Curtis distanser for videre analyse.

NMDS-analysen ble kjørt med to dimensjoner, 100 startkonfigurasjoner, maksimalt 200 iterasjoner og stress toleranse på 10-7. Ordinasjonsdiagram med ruter ble produsert for å visualisere endringen i artssammensetning over tid. Gjennomsnittsverdier fra ordinasjonsplottet ble hentet ut for å vite retningen transektene beveger seg. Videre ble det fremstilt ordinasjonsplot som viser artenes fordeling langs ordinasjonsaksene. Arter som hadde en total frekvens-sum under 25 ble fjernet for å gjøre artsplottet mer lesbart. For å teste om endringene i artssammensetningen endret seg etter restaurering ble det benyttet en «mixed-model»-analyse, ved bruk av «glmmTMB»-pakken. Restaureringsår er satt som den avhengige variabelen mens rute og transekt ble satt som random effekt. Dataene fra Kvalheim

har en noe avvikende artssammensetning, og en for kort tidsserie til at det gir mening å se på endringer over tid. Følgelig er analysen kun kjørt på data fra Silda. Siden formålet med analysen var å se på endringer over tid, sammenlignet med kontroll-transektene ble bare kontroll-transekter og transekter der det var gjennomført tiltak inkludert i analysen. Det vil si at transekter fra randsone og sitkagranplantasje ikke er inkludert i analysen.

2.3.4 – Ordination regression based approach (ORBA)

En ORBA («ordination regression based approach») analyse (Rydgren et al., 2019) er benyttet for å predikere et tidsperspektiv for når økosystemene har oppnådd den ønskede referansetilstanden. Basert på visuell inspeksjon av ordinasjonsdiagrammet identifiseres en suksesjons-akse. Det vil si en akse der artssammensetningen i det restaurerte området nærmer seg referansetilstanden med tid. Distansen mellom gjennomsnittlig akse-score for referansetilstand (her: kontroll-transekt) og akse-score for de restaurerte rutene per år ble beregnet (Rydgren et al., 2019). Analysen benyttet «lmerTest» og «lme4» pakkene i Rstudio og tar utgangspunkt i NMDS analysen. Analysen baseres på en begrening av distanse mellom hver rute til referanse-tilstand (kontroll-transekt) langs suksesjons-aksen. Utviklingen i denne distansen ble modellert i en lineær og en log-lineær (asymptomisk) «mixed-model»-analyse. Resultatene fra denne analysen ble brukt som grunnlag for å fremskrive utviklingen. Siden artssammensetningen det første året etter tiltak hadde stor varians ble disse datene tatt ut av analysen. Dette anbefales av Rydgren et al. (2019) som kaller dette «de kaotiske førsteårene».

3. Resultat

3.1. Forekomst av sitkagranspirer

Det er generelt registrert en lav forekomst av sitkagranspirer, hvor flest spirer er registrert i transektene hvor tiltak ble gjennomført siste (K21 og S22). Forekomst av sitkagranspirer som ble registrert under de ulike tidspunktene for feltarbeid er vist i tabell 2. Det ble registrert flest spirer av sitkagran i S22 transektet høsten etter gjennomført tiltak. Antall spirer varierer mellom de ulike tidspunktene for feltarbeid, hvor noen spirer som er registrert på et tidspunkt er fraværende under neste feltarbeid. Ett transekt hadde en økning i spirer fra første feltarbeid til de neste (S21), og i et annet transekt gikk den ned igjen under siste feltarbeid (S22).

Tabell 2: Forekomst av sitkagranspirer for hvert av de restaurerte områdene på de ulike prøvetidpunktene. Sitkagranplantasje og kontrollene er ekskludert da det ikke var registrert noen spirer i transektene.

Antall sitkagran (*Picea sitchensis*) spirer

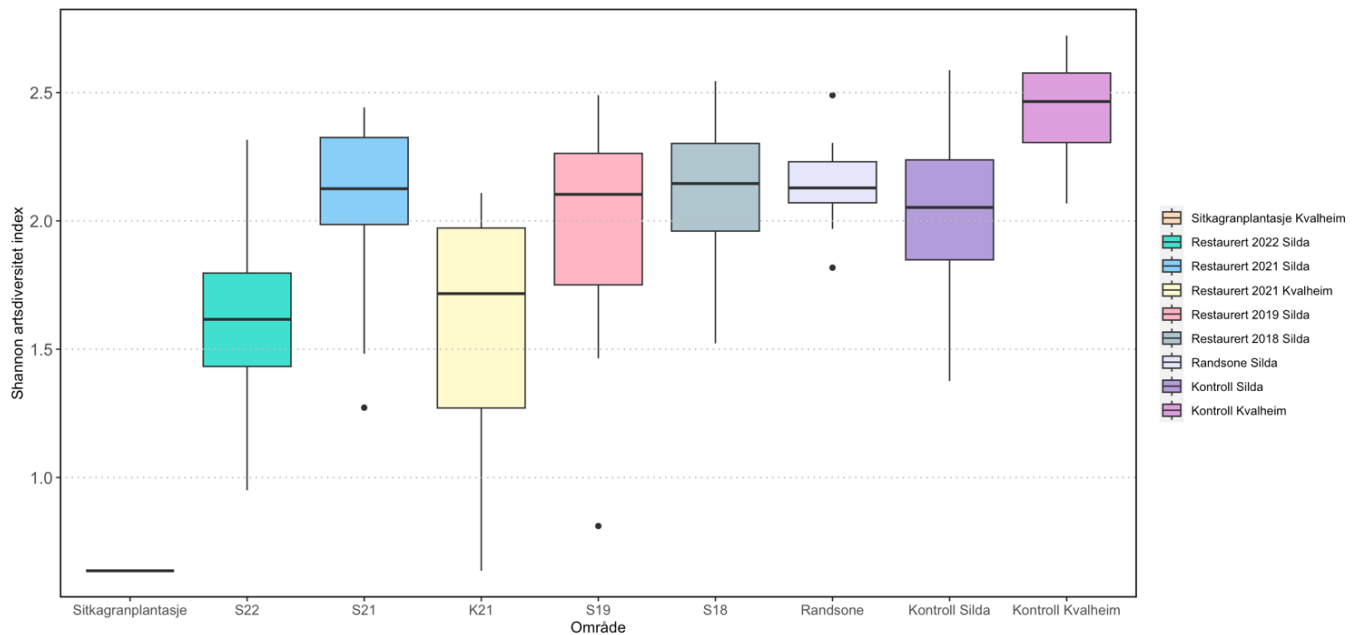
<i>Silda</i>				
Transekt	Vår 2022	Høst 2022	Vår 2023	Høst 2023
S18	0	1	2	1
S19	5	0	0	0
S21	0	1	1	3
S22	0	8	6	6

<i>Kvalheim</i>				
Transekt	Vår 2022	Høst 2022	Vår 2023	Høst 2023
K21	0	0	2	3

3.2. Artsdiversitet

Totalt ble det registrert 120 ulike arter (vedlegg 8), hvorav 48 av artene ble registrert i kontrollene. Kontrolltransektene hadde en gjennomsnittlig Shannon-verdi på 2,44 på Kvalheim og 2,04 på Silda. Den laveste Shannon-verdien på de restaurerte områdene var på 1,62 (K21), mens transekt S18 hadde den høyeste verdien av de restaurerte områdene på 2,11. Transekt K21 har en høyere varians sammenlignet med de andre transektene, hvor median er høyere enn på S22 transektet (figur 7), men gjennomsnittet er lavere (vedlegg 4). Generelt sett har transektene hvor tiltak ble gjennomført først en høyere shannon-verdi enn transektene hvor tiltak ble gjennomført sist (figur 7). Et unntak er Silda hvor tiltaksområdet fra 2021 har en høye Shannon-verdi enn tiltaksområdet fra 2019 og kontrollen. Kontrollene fra Kvalheim

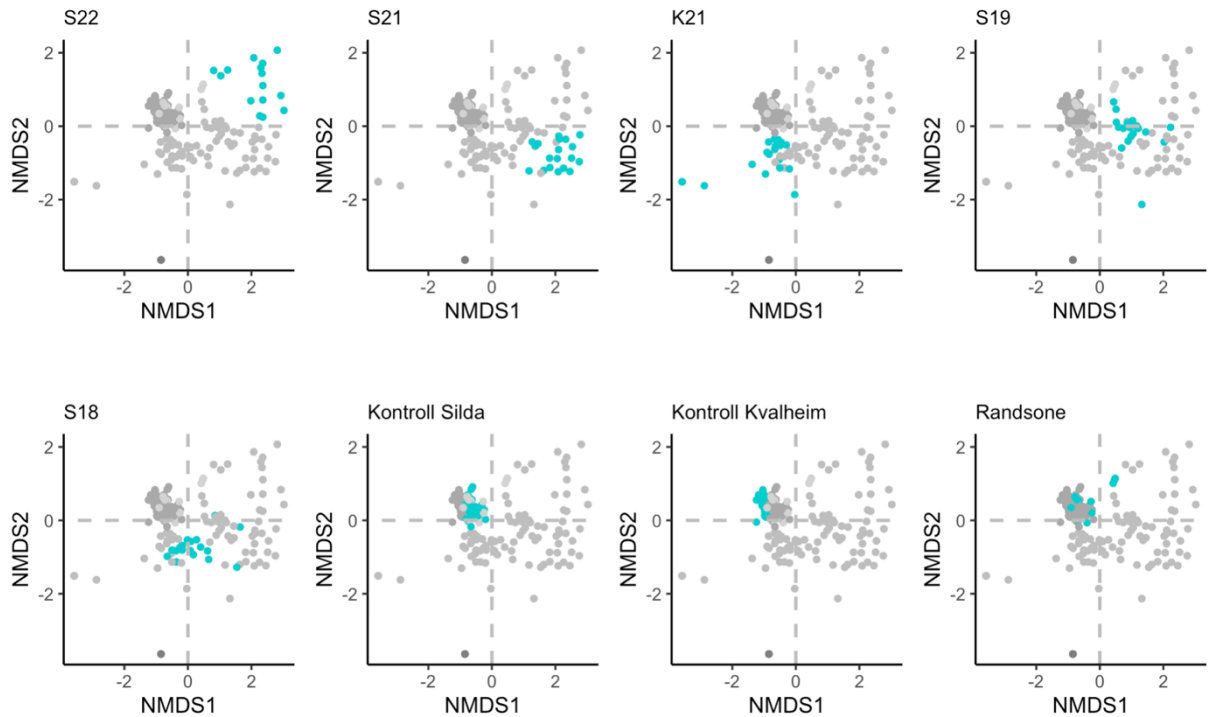
hadde høyest Shannon-verdi og er signifikant forskjellig fra alle de restaurerte områdene, og fra kontrollen på Silda ($p = 0,4^{-6}$). På Silda var det bare S22 transektet som var signifikant forskjellig ($p = 0,4^{-3}$) fra kontrollen. Kontrollen på Kvalheim var signifikant forskjellig fra K21 transektet ($p = 0,5^{-13}$). Sitkagranplantasjen har den laveste Shannon-verdien (0,637), og er signifikant forskjellig fra alle andre transekter (vedlegg 4c). Hvilket år tiltakene ble gjennomført forklarer en stor del av variasjonen i Shannon-verdi ($R^2 = 0,478$, vedlegg 4b).



Figur 7: Shannon artsdiversitetsindeks for hvert transekt på Kvalheim og Silda. S = Silda, K = Kvalheim og tallet representerer året sitkagranplantasjen ble fjernet.

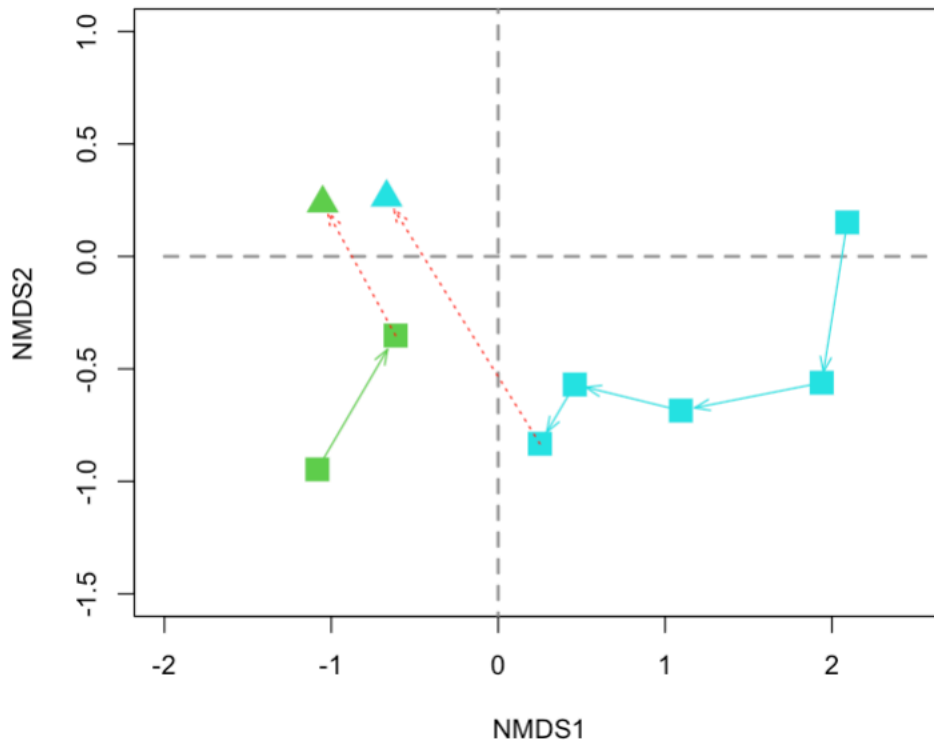
3.3. Artssammensetning

Ordinasjonsplottet viser at det er forskjell i artssammensetning med tid siden tiltak (figur 8). Kontroll-rutene ligger generelt til venstre i plottet, mens ruter med nylig gjennomført tiltak ligger til høyre. Det antas at førsteaksen er en suksesjonsakse fra restaureringstiltaket ble gjennomført til en intakt kystlyngheim på Silda. Hvor målinger er i en kronosekvens (2018, -19, -21 og -22), mens på Kvalheim er det bare ett år som er representert (2021).



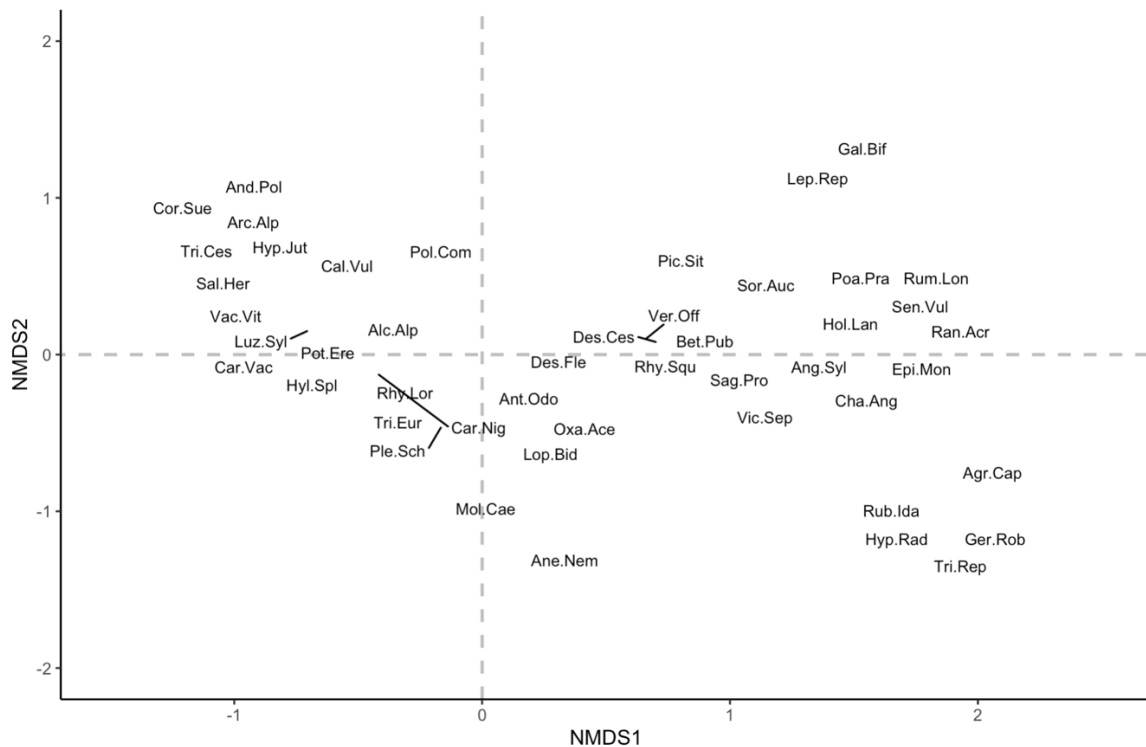
Figur 8: Todimensjonalt NMDS ordinasjonsplott for artssammensetningen på områder som har blitt restaurert på ulikt tidspunkt. Den samme ordinasjonen er gjentatt åtte ganger med blå punkter som viser rutene for det representerte året tiltak er gjennomført, lysegrå punkter er områder som er restaurert mens mørkegrå er kontroll. Arter med en total frekvens >2 er fjernet fra plottet, derfor er ikke sitkagranplantasjen representert i plottet. S = Silda, K = Kvalheim og tallet representerer året sitkagranplantasjen ble fjernet.

Transektene på Silda har en tydelig bevegelse langs førsteaksen (høyre til venstre), mens transektene på Kvalheim har en bevegelse langs andreaksen (ned til opp) som vist i figur 9. Andreaksen synes å ha en viss sammenheng med suksesjon på Kvalheim, men de eksakte underliggende miljøvariablene som skiller er usikre.



Figur 9: Gjennomsnittsverdier for hvert transekt i den todimensjonale NMDS ordinasjonsplottet i figur 8. Pilene viser retningen transektene beveger seg med start 1 år siden tiltak og kontroll som slutt. Blå er transekt på Silda og grønn er på Kvalheim. De restaurerte områdene er vist med firkanter og kontrollene er vist som trekanter, og rød-dottete pilene er fra det eldste transektet til kontrollen.

Artsfordelingen i ordinasjonen underbygger suksesjonsgradienten. Typiske pionerarter som rødhyll (*Sambucus racemosa*), bringebær (*Rubus idaeus*) og åkersvineblom (*Senecio vulgaris*) forekommer lengst til høyre på første-aksen, mens arter som er mer typisk for intakt kystlynghei som røsslyng (*Calluna vulgaris*), krekling (*Empetrum nigrum*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) forekommer til venstre på første-aksen (figur 10). Plottene (figur 8 og 9) viser at kontrolltransektene på Kvalheim og Silda er relativt like. Forskjellen i artssammensetning var tydelig under feltarbeidet, bilder fra de ulike transektene er vist i vedlegg 7.

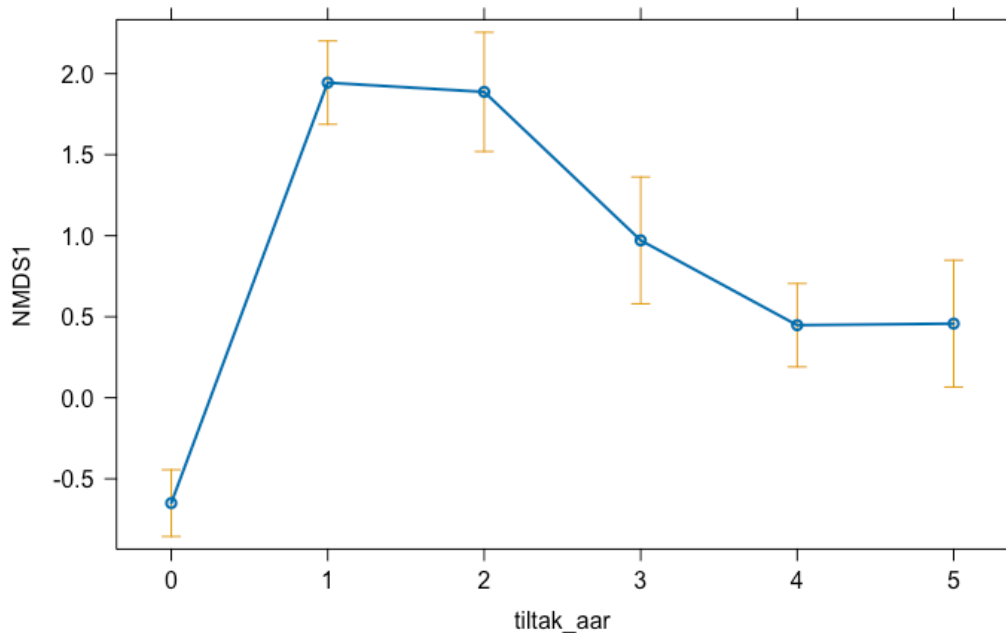


Figur 10: Samme ordinasjon som i figur 8, med artsnavn. Arter med total frekvens <25 har blitt fjernet.

Den lineære mixed-modellen av akse-score lang førsteaksen, viser at hvert av de restaurerte områdene er signifikant ($p < 0,05$) forskjellig fra kontrollen (tabell 3). Videre viser effektplottet en endring i artssammensetning som beveger seg mot kontrolltransektene med økende år fra gjennomført tiltak (figur 11), og en σ^2 på 0,233 tilsier at det er lite uforklart varians i modellen. Hvilke arter som inngår i ordinasjonen, er vist i figur 10 og vedlegg 8.

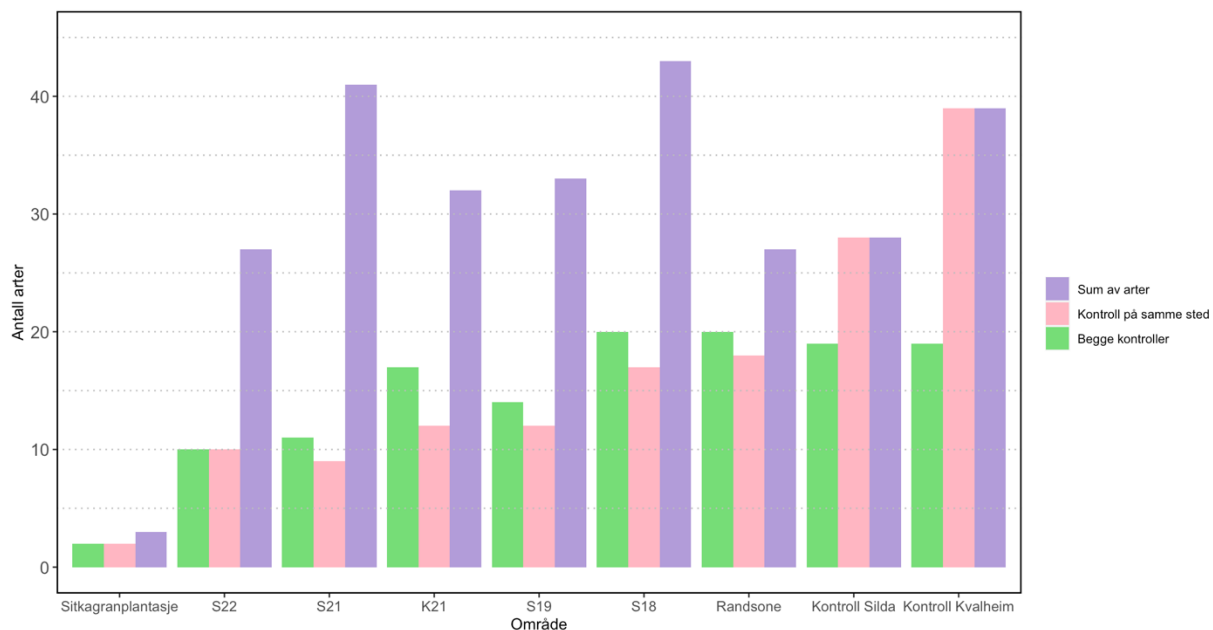
Tabell 3: Teststatistikk fra blandingsmodellen sin første akse – suksessjonsaksen. Signifikante p-verdier er uthevet.

År siden tiltak	Estimate	Std. Error	Z value	Pr ($> z $)
Kontroll	-0.65	0.10	-6.26	3.94e-10
1	2.6	0.17	15.61	<2e-16
2	2.54	0.21	11.85	<2e-16
3	1.62	0.23	7.18	6.81e-13
4	1.1	0.17	6.61	3.94e-11
5	1.11	0.22	5.03	4.96e-07
Dispersion estimate for gaussian family (σ^2):			0.233	



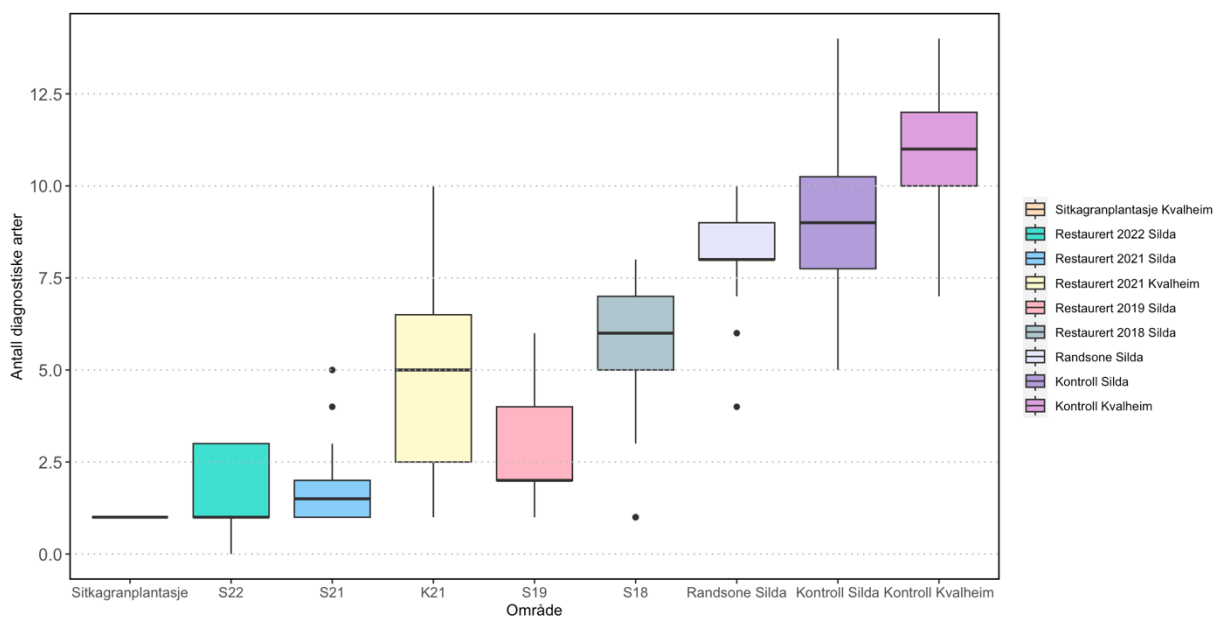
Figur 11: Effektplott med utviklingen av de restaurerte områdene (år 1-5) langs NMDS1. Kontrollen er satt som 0. Tiltak_aar = år siden sitkagranplantasjen ble fjernet.

Det er stor variasjon i antall arter mellom transektene. I kontrollen på Kvalheim er det registret 39 arter, mens det er registret 28 arter i kontrollen på Silda. Transekter fra områdene som var restaurert i 2021 og 2018 hadde et høyere antall arter enn begge kontrollene, men under halvparten av artene forekom også i kontrollene. Andelen arter som forekom i kontrollen økte med tid fra gjennomført restaureringstiltak (Figur 12).



Figur 12: Totalt antall arter, sammen med andelen av disse artene som forekommer i kontrollen på samme område, og hvilke av artene som forekommer i noen av kontrollene på begge områder.

Kontrollene og randsone hadde et signifikant større antall diagnostiske arter, sammenlignet med de restaurerte områdene (figur 13). Av de restaurerte områdene var det høyest andel diagnostiske arter i S18 transektet, og færrest i S22 transektet. Antall diagnostiske arter øker med antall år fra gjennomført restaureringstiltak. Et unntak er K21 transektet som hadde en signifikant ($p = 0,0075$) høyere andel diagnostiske arter enn hva som var registret i S19 transektet (vedlegg 6b). Hvilket år tiltakene ble gjennomført forklarer en stor del av variasjonen i antall diagnostiske arter ($R^2 = 0,787$, vedlegg 6a).

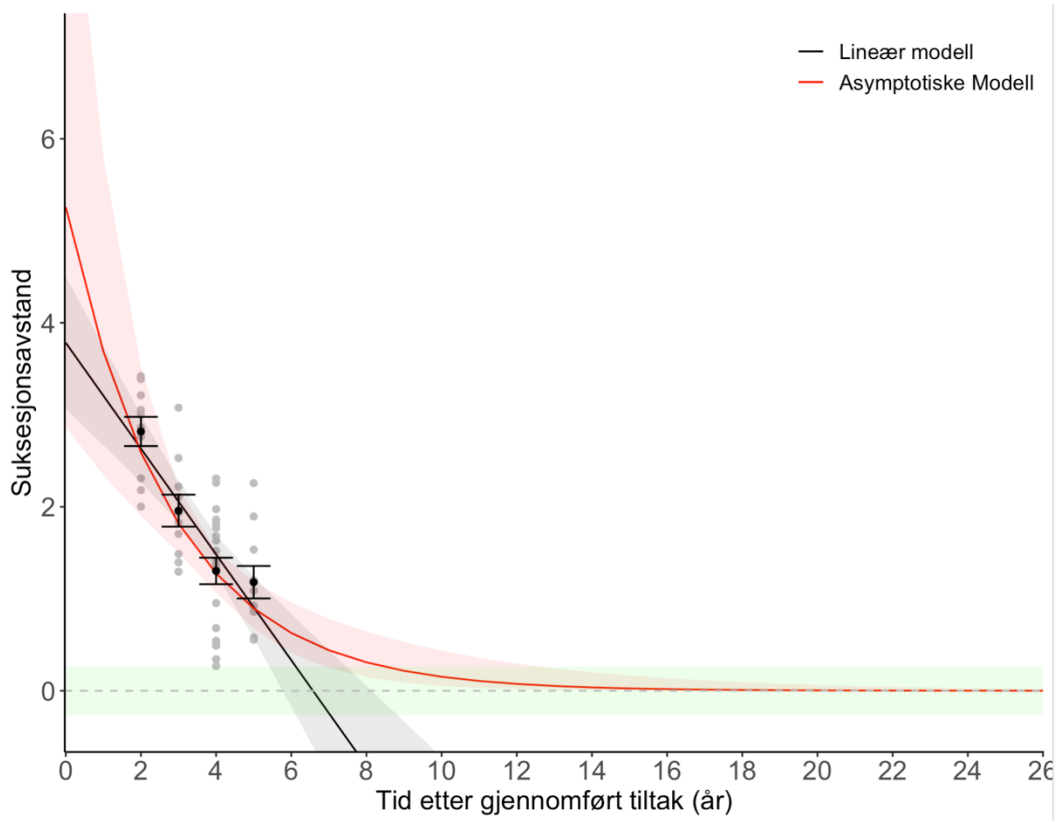


Figur 13: Antall arter som er kategorisert som diagnostiske arter for alle de ulike typene av kystlynghei etter NiN systemet for hvert av prøvetransekt.

Røsslyng er en av de essensielle diagnostiske artene (Gimingham, 1992), og den har begynt å etablere seg i alle transektene, med unntak av S21 transektet. Arten var en dominerende mengdeart i kontrollene og randsone, men forekom i små mengder på områdene hvor det var gjennomført restaureringstiltak.

3.4. Modellert restaureringshastighet

Den lineære modellen i ORBA analysen (figur 14) viser at de restaurerte områdene vil utvikle seg til en kystlynghei innen et 6-8 års perspektiv, mens den asymptotiske modellen er en mer realistisk utvikling og indikerer en tidsperiode på 7-13 år.



Figur 14: Prediksjon av de restaurerte områdene sin utvikling mot referansetilstanden. Grafen tar utgangspunkt i transektene 2-5 år etter gjennomført tiltak. Den lineære modellen viser at områdene vil nå referansetilstanden innen 6-8 år mens den asymptotiske modellen viser 7-10 år.

4. Diskusjon

4.1. Forekomst av sitkagranspirer

Det var generelt få registreringer av sitkagran, hvor flest spirer forkom i områdene hvor restaureringstiltak ble gjennomført i nyere tid, som forventet jf. Antagelse 1. Flest antall spirer var registret på området hvor tiltak ble gjennomført i 2022 på Silda. Under første tidspunkt for feltarbeid var området nylig restaurert, og hogstavfallet var enda ikke fjernet (vedlegg 7b). Dette gjorde at det var lite lysinnslipp til bakken, som kan være en årsak til at det ikke var noen spirer under første feltarbeid. Den begrensede lystilgangen kombinert med mengden strø fra sitkagranen har også resultert i et lite utviklet feltsjikt i ettertid. Dette er sammenlignbart med lignede undersøkelser på Svinøya i Vikna kommune, hvor sitkagranen lett etablerte seg på hogstflatene men hadde færre spirer hvis feltsjiktet var godt utviklet (Vesterbukt, 2017). På området hvor tiltak ble gjennomført i 2018 på Silda er det registret en økning i antall spirer fra høsten 2022 til våren 2023, men denne gikk ned igjen til høsten 2023. På Silda er det et aktivt arbeid for å fjerne spirer av sitkagran, dermed kan lusing være årsaken til nedgangen. Det må påpekes at det generelt var overraskende få spirer av sitkagran, hvor nedgangen på dette området bare utgjør én spire i forskjell. Sammenlignet med andre studier er dette et overraskende få spirer (Saure et al., 2023). Årsaken til den lave forekomsten av sitkagranspirer er uvisst, men siden etableringen utgjør en trussel for suksessen til de restaurerte områdene, (Borchard et al., 2017; Mitchell et al., 1997) er dette er optimal situasjon for videre restaurering.

Høyeste antall spirer – tiltak gjennomført i 2022 på Silda – var 8 stykker, som var fordelt på fem ulike ruter, noe som i utgangspunktet er lite. På området hvor tiltak ble gjennomført i 2021 på Kvalheim er det registrert tre spirer på det meste, og er dermed færre enn hva som ble registrert på Silda der tiltak ble gjennomført på samme tid. Dette samsvarer ikke med antagelsen 1) at det skal være flest spirer på Kvalheim grunnet den nærliggende sitkagranplantasjen som spredningskilde.

Oppslaget av sitkagranspirer etter hogst er avhengig av frøenes overlevelse og spredning. Vikane (2019) fant at sitkagran hadde en spiringsprosent på 3,7% i kystlynghei, men at denne prosenten kan være lavere ved en spredning på over 300-500 meter i naturlig habitat. Det påpekes at i sterkt forstyrrede habitater er ikke denne avstanden urealistisk. Områdene hvor tiltak er gjennomført er sterkt forstyrrede habitater, og derfor kan denne spiringsprosenten

være et realistisk mål på overlevelsen til de vindspredte frøene på Kvalheim. Vikane (2019) påpeker også at spredningsavstanden til frøene varierer svært mye og er avhengig av topografi og konglenes plassering. Kongler på bakken som er plassert på et skjermet området eller i en nedsenkning kan spre frøene sine opp til 20-40 meter, men hvis mengden frø på bakken er høy og er på en forhøyning hvor det er god vindtilgang kan frøene spre seg opp mot 800 meter. Mye vind kombinert med en stor mengde kan medføre ytterligere spredning (Thorvaldsen, 2016; Vikane, 2019). Andre studier indikerer at sitkagranen har liten mulighet til å spre seg over 200 meter (Nygaard & Øyen, 2017). En studie fra Alaska så på spredningsevnen til hvitgran (*Picea glauca*), de konkluderte med at spredningen til gran stort sett blir underestimert, hvor de mener at den har mulighet til å spre seg over 4 km per tiår (Dial et al., 2022). Siden sitkagranbestanden i Kvalheim står i et vindutsatt område, og er plassert litt over 100 meter fra det restaurerte området utgjør den tilstedeværende bestanden en risiko for videre spredning av sitkagran. Med studier som viser såpass motstridene resultater vil det være fordelaktig for restaureringsprosjektet å forholde seg til en plan som antar en høy spredningsevne. Dette inngår også i føre-var-prinsippet, som er grunnlovsfestet etter §112 og er et eget punkt i naturmangfoldloven §9. Dette er fordelaktig for å sikre at prosjektet når målet sitt om å stoppe videre spredning av fremmedarten.

Spredningen til sitkagranen påvirkes av flere variabler enn bare avstand og plassering. Vikane (2019) påpeker at sitkagran har noen år hvor den produserer flere frø enn vanlig, noe som er forbundet med tørke tidligere år. Dermed vil det være en større spredning av sitkagranfrø hvis hogst gjennomføres på gode frøår, gitt at frøene er modne. Om det er fordelaktig å utsette en hogst på grunn av et godt frøår er usikkert, da det alltid vil være fordelaktig å få fjernet den fremmedarten. Hvor mettete frøbanken er av spirer er også et viktig element å ta i betraktning, spesielt siden flere studier antyder at sitkagran har en liten levedyktig frøbank (Hill & Stevens, 1981; Warr et al., 1994). Dette er et aspekt som ikke har blitt undersøkt i denne studien, men som er svært aktuell for videre fjerning av sitkagran. For å minimere videre spredning og nyetablering av sitkagran bør derfor tidspunktet for hogst vurderes ut fra når sitkagranen har en lav frøproduksjon, men med hensyn til hvor mettete frøbanken er. Sitkagran har også mulighet for vegetativ formering, dermed er det essensielt med rett håndtering av hogstavfallet (Vesterbukt, 2017).

Siden vanlig skjøtsel av kystlynghei innebærer brenning, vil det bli dannet åpne brannflater med lite vegetasjon. Dette kan gi sitkagran en mulighet til å spre seg enten fra frøbank eller

fra nærliggende spredningskilder (Hill & Stevens, 1981). Ettersom det ikke er gjennomført lyngsviing på undersøkte områdene, er dette en viktig betraktning å ta med videre i forvaltningen. På den andre siden fant Andreassen et al. (2020) at sitkagranfrø vil dø ved temperaturer over 80°C, hvor temperaturen over overgår dette nivået under lyngsviing. På Silda er nærliggende spredningskilder fjernet, og derfor vil spiringen fra sitkagranen være avhengig av frøbanken. Flere studier har også vist at beitedyr kan senke overlevelsen til sitkagranspirer (Vesterbukt, 2018, 2019)

Et tilsvarende restaureringsprosjekt på Svinøya registrerte ingen spirer av sitkagran på brannflatene etter fjerning av sitkagran (Vesterbukt, 2017). På Kvalheim er ikke alle spredningskildene fjernet, derfor har sitkagranen en større mulighet til å etablere seg på nytt etter lyngsviing enn hva den har på Silda.

Til tross for at det var registret få spirer, kan områdene bli svært påvirket av sitkagranen som tidligere sto der. Etablering av bartrær i tidligere åpne områder som kystlynghei medfører betydelige endringer i økosystemets mikroklima. Bartrærnes tilstedeværelse endrer lystilgangen og dermed også fuktighetsballansen, og den kjemiske sammensetningen i jordsmonnet som resultat av strø fra trærne (Saure et al., 2013; Aarrestad et al., 2013). Nedbrytningen av barnålstrø kan frigjøre næringsstoffer og fytotoksiner som er giftig for plantevekst (Facelli & Pickett, 1991). Dermed kan den tidligere bestanden påvirke artsinventarer betraktelig i ettertid, og på sikt medføre en endring til en annen naturtype.

4.2. Artsdiversitet og artssammensetning

Artsdiversiteten på de restaurerte områdene var betraktelig høyere enn det som er registrert i sitkagranplantasjen, som forventet i 2) antagelse. Dette er ikke overaskende siden sitkagranen hadde tette bestander hvor lystilgangen i feltsjiktet, kombinert med mengden strø fra trærne gir svært begrensede vekstvilkår (Neufeld & Young, 2003). Analysen viser at det er en rask økning i artsdiversitet, hvor de restaurerte områdene på Silda får en artsdiversitet tilsvarende kontrollen allerede to år etter gjennomført tiltak.

På Kvalheim hadde det restaurerte området ikke oppnådd en artsdiversitet lik kontrollen innen samme tidsperiode. Dette området (transekt K21) hadde en høyere varians sammenlignet med de andre restaurerte områdene. Dette kan skyldes en stor mengde hogstavfall etter fjerningen

av sitkagran. Saure et al. (2023) sin studie fant at treflis hadde en negativ påvirkning på artsrikdom i den restaurerte kystlyngheien, men at denne effekten var kortsiktig (1-5 år). Det er forskjeller mellom hogstavfall og treflis, men siden hogstavfallet på Kvalheim var delt i små fragmenter med kvister gir dette grunnlag for å sammenligne effektene. Dybden av hogstavfallet er en faktor som har en negativ påvirkning på artsmangfold og artsdiversitet med økende dybde (Greenly & Rakow, 1995; Miller & Seastedt, 2009). Rutene i K21 transektet hadde stor variasjon i mengden hogstavfall, som gjenspeiles i et bedre utviklet feltsjikt i enkelte ruter. Dermed kan variasjon i mengden hogstavfall være en mulig forklaring på variasjonen i artsdiversitet. På den andre siden har noen studier vist en positiv effekt på revevegetering av vegetasjon ved bruk av treflis (Breton et al., 2016). Dette ble ikke observert under feltarbeid, men bør videre undersøkes på de restaurerte områdene.

På Silda hadde området hvor tiltak ble gjennomført i 2022 (S22) også mye hogstavfall, men i dette transektet besto hogstavfallet av tømmerstokker og større fragmenter sammenlignet med området hvor tiltak ble gjennomført i 2021 på Kvalheim (K21). Dette transektet (S22) hadde mindre variasjon i artsdiversitet enn K21 transektet. Dette kan være på grunn av mindre variasjon i dekke av hogstavfall mellom rutene i transektet på Silda sammenlignet med på Kvalheim. Hogst og hogstavfallet påvirker også mikroklimaet på området betraktelig, spesielt når det ikke er annen etablert vegetasjon. Dette innebærer blant annet økning i fuktighet, lys, vind og temperatur (Aarrestad et al., 2013). Effektene av det endrete mikroklimaet er der igjen avhengig av mengden hogstavfall og topografi.

Topografien kan være en påvirkende faktor på artsdiversiteten, hvor området der tiltak ble gjennomført i 2022 på Silda ligger i et lite søkk mellom to fjellrøyser. Dette medførte at området var oversvømt under andre tidspunkt for feltundersøkelser (høsten 2022). Med en såpass høy vannmetning i jorden vil det også være vanskelig for karakteristiske arter for kystlynhei å komme tilbake. Ut ifra artene som var registret under seinere feltarbeidene ligner dette transektet mer på en sumpskogsmark, med arter som sumpsiv (*Juncus bulbosus*) som krevet et høyt vanninnhold. Det er å forvente at de restaurerte områdene vil ha en høyere vannmetning i jorden etter gjennomført tiltak grunnet mangel på rotstruktur (Pywell et al., 2011). Når området da er plassert i et søkk hvor topografien ikke tillater vannet en naturlig drenering, er det ikke overraskende at vannmetningen blir såpass høy at det flommer over. Den store mengden hogstavfall tillater også lite lysinnslipp til bakken som igjen resulterer i lite fordampning. Det må påpekes at det ikke er dokumentert at dette området i

utgangspunktet var en kystlynghei, og det er en mulighet for at det tidligere har vært en sumpskogsmark. Den registrerte artssammensetningen er avhengig av frøbank og spredning fra nærliggende vegetasjon. Med antagelsen om at det tidligere har vært sumpskogsmark er det ikke overaskende at artssammensetningen har innslag av sumpsarter, som trolig har kommet fra frøbank, og fastmarksarter som en kanteffekt.

Transektene som har hatt lengst tid på å bygge opp vegetasjon etter gjennomført tiltak hadde høyere artsdiversitet enn kontrollen. Dette var i samsvar med 2) antagelse om at de restaurerte områdene kom til å få en høyere artsdiversitet noen år etter gjennomført tiltak. Effekten kan komme av at området er under stadig forandring, og det var ikke like mange av de samme artene som ble registrert på de ulike tidspunktene for feltarbeid. Denne effekten er trolig av høyere betydning i de yngste transektene, da enkelte rutene i de eldste transektene ikke endret seg betydelig mellom feltarbeidene sammenlignet med yngste. Kontrollene er mer stabile systemer, hvor det var lite variasjon i artssammensetning mellom feltarbeidene. Gimingham (1972) og Johansen et al. (2017) fant at høyvokst røsslyng resulterte i at arter i bunnsjiktet blir utkonkurrert grunnet lite lystilgang, noe som kan medføre en lavere artsdiversitet. Kontrollene som hadde høyvokst røsslyng hadde også et tykkere mosedekke, som kan hemme spiringen av andre karplanter (Drake et al., 2018). På den andre siden påpeker Gimingham (1972) at røsslyngen kan lage et mer stabilt system hvor den fungerer som en buffer mot store temperaturforskjeller. På Silda står røsslyngen tett og er høyvokst, dermed kan lysin slipper være såpass lav at artene som i utgangspunktet hadde dratt nytte av røsslyngens bufferevne ikke lenger klarer å vokse der. Dermed kan forskjellen i artsdiversitet mellom kontrollene på Silda og Kvalheim forklares noe av røsslyngens høyde og tetthet.

I kontrollene var røsslyngen på Silda høyvokst med et feltsjikt på 20-25 cm, mens den var lavvokst på Kvalheim med et feltsjikt på 5-10 cm. Forskjellen i vegetasjonshøyde er trolig et resultat av ulike miljøforhold. Kontrollen på Kvalheim ligger på ca. 370-460 moh. i et svært vindutsatt område, mens kontrollen på Silda er ca. 40-50 moh. og i et mindre vindutsatt området som gjør det mulig for vegetasjonen å bli høyvokst. Selv om kontrollen på Kvalheim ikke ligger utpreget høyt over havet, er det registret musøre (*Salix herbacea*) som er en typisk art å finne i fjellhei (Mossberg & Lennart, 2018). Forskjellen i høyden på røsslyngen kan være en mulig forklaring på at kontrollen på Kvalheim har en høyere artsdiversitet sammenlignet med kontrollen på Silda.

Forskjellen i artsdiversitet mellom Kvalheim og Silda kan også skyldes andre miljøfaktorer. På Kvalheim er det en mer kalkrik berggrunn og dette kan fasilitere for et større antall arter, siden artsrikdom ofte øker med økende kalk i grunnen (Artsdatabanken, u.å.-b). Det er også en vekslende overgang mellom myr og hei, hvor det er registret flere typiske myrarter som torvmyrull (*Eriophorum vaginatum*) og torvmoser (*Sphagnum spp.*) på Kvalheim. Dermed kan en del av den høyere artsdiversiteten forklares med at det ikke er arter som er typisk for kystlynghei på Vestlandet, men at kontrollen ligger i en kantsone mellom ulike naturtyper. Det bør påpekes at torvmyrull er en typisk art å finne i fuktheier i Nord-Norge (Bär, 2020), men siden områdene rundt har velutviklede myrer er det vurdert at disse artene har kommet inn som en kanteffekt. Gimingham (1972) fant at et høyt innhold av vann i jorden kan senke vedplanter – som røsslyng – sin evne til å bli høyvokst, derfor kan mengden vann være en forklaring på vegetasjonsforskjellen mellom kontrollene på Kvalheim og Silda. Området på Silda har hatt et svært ekstensivt bruksregime med få beitedyr, og ingen mellom 1978 til etter gjennomførte tiltak. Derfor er kystlyngheien i en degraderingsfase, hvor deler av området begynner å gro igjen med løvtrær som kan være en annen årsak til forskjellen i artsdiversitetsindeks.

Det er flere ulike miljøforhold som kan påvirke artssammensetningen på et område. Silda og Kvalheim er påvirket av naturlig gjødsling, men på ulike måter. På Kvalheim er det en stor hjortebestand (Artsdatabanken, 2023), som gjødsler bakkevegetasjonen med ekskrementer. Beitet vil også holde området mer åpent, og for ville dyr er det en stor variasjon i beitetrykket i tid og rom. På grunn av hjortebestanden vil også forekomme transport av frø med dyrene (Mitlacher et al., 2002). Dette kan spille inn positivt hvis dyrene beveger seg fra kystlynghei til de restaurerte områdene, men negativt hvis de beveger seg fra en sitkagranplantasje. Sjøsprøyt kan også fungere som en naturlig gjødslingskilde (Weissman & Tully, 2020). På Silda er alle transektene nærliggende havet i motsetning til på Kvalheim. Både områdene på Silda og Kvalheim blir påvirket av gjødslingseffekter som oppstår etter hogst av sitkagranen, siden nedbrytningen av hogstavfallet vil tilrettelegge for nitrofile arter (Nihlgård, 1971; Universitetet i Oslo, 2018). Dette er en faktor som vil avta med tid, men fortsatt påvirke artssammensetningen i flere år (Aarrestad et al., 2013).

Sammensetningen av de tilstedeværende artene var svært ulik mellom kontrollene og de restaurerte områdene, men også innad mellom de restaurerte områdene. Som forventet i 2) antagelse er pionerarter svært dominerende på de restaurerte områdene selv etter fem år. Dette

kan være på grunn av at de stedege artene ikke har hatt nok tid til å vokse til å utgjøre en konkurranse mot pionerartene. De restaurerte områdene viste en trend med økende antall diagnostiske arter med år fra gjennomført tiltak, men kontrollene hadde betydelig høyere antall. Dette kan tyde på at frøbanken fra den tidligere kystlyngheien fortsatt er intakt. Dette samsvarer med funnene til Pywell et al. (2002) som fant at frøbanken til røsslyng hadde mellom 1200 og 7000 frø i jorden etter 40 år med bartreplantasje.

Røsslyng er en av de viktigste diagnostiske artene for kystlynghei (Gimingham, 1992), og var registret i alle transektene utenom et av de yngste transektene på Silda (S21). Alle registreringer av røsslyng ser ut til å komme fra frøbank, og ikke som kolonisering fra tiliggende områder. Dette er vurdert som følge av at det ikke så ut til å være en trend at områdene nærmest en spredningskilde hadde mer røsslyng enn de lengst vekk. I flere transekt var det registret mer røsslyng i ruteanalysene som var lengst unna en spredningskilde. Likevel kan ikke spredning fra nærliggende områder utelukkes, da det er relativt små områder som er restaurert, og hvor den intakte kystlyngheien ligger nært inntil.

Vegetasjonen i et av de yngste transektene (S21) har innslag av flere høyvokste arter som geitrams, høymol, rogn, rødhyll og bringebær. En etablering av vedplanter som danner tykke bestander og begrenser lystilgangen kan gi en negativ effekt på resultatet etter gjennomført restaureringstiltak (Mitchell et al., 1997), da dette gir dårlige lysforhold til bunnvegetasjonen. Siden røsslyngen er sensitiv for en begrensning i lys ved spiring (Gimingham, 1972) kan dette være årsaken til at arten ikke har kommet tilbake her enda. Selv om røsslyngen er registret i de fleste av de restaurerte transektene bør det påpekes at den ikke var dominerende, og registreringene er hovedsakelig spirer som forkom spredt. Dette er sammenlignbart med andre studier hvor Saure et al. (2023) fant at røsslyngen etablere seg på noen områder, men fortsatt hadde en lav dekningsgrad åtte år etter gjennomført tiltak. Studien påpeker også at den etablert røsslyngen ikke klarte å opprettholde populasjonen på andre områder, og var nesten fraværende etter åtte år. Dette er et viktig aspekt som bør undersøkes videre for å kunne avgjøre suksessen til restaureringsprosjektet. Selv om røsslyngen sin populasjon fortsetter å utvikle seg vil det trolig ta flere år før den er dominerende.

Transektene som er undersøkt i denne studien var ikke brent før undersøkelsen tok sted, men det var satt opp flere bål for brenning av hogstavfallet som var nærliggende til transektene. Dette betyr at de fleste undersøkte rutene har blitt utsatt for røyk, men ikke lyngsviing.

Bargmann et al. (2014) observerte at røsslyng som ikke hadde blitt brent på 28 år hadde en høyere spiringsrate etter å ha blitt utsatt for røyk. Alle de restaurerte transektene på Silda utenom et av de yngste (S22) har hatt bål i nærheten og er dermed litt utsatt for røyk. Det har vært betraktelig flere og/eller større bål rundt de eldre transektene sammenlignet med de yngre (vedlegg 1c). Samtidig er transektet hvor tiltak ble gjennomført i 2021 på Silda mer vindutsatt, som kan ha medført en lavere røykpåvirkning. Dette kan være en mulig forklaring på fraværet av røsslyng i transektet.

Ordinasjonsundersøkelsen viste at det eldste transektet på Silda (S18) er mest lik kontrollen, og at områdene får en artssammensetning som blir mer og mer lik kontrollene med økende tid fra tiltak ble gjennomført. Det er registret ganske mange av de samme artene i kontrollen på Silda og i S18 transektet, men artssammensetningen er svært forskjellig. I kontrollen er røsslyng, krekling og smyle mengdearter, mens i det restaurerte transektet er det få forekomster selv om de er tilstedeværende. Rogn er også vanlig art i dette transektet (S18), men som bare forekommer enkelte steder i kontrollen. Slik sett er det i realiteten en større forskjell mellom de restaurerte områdene og kontrollen enn det modellen kanskje tilsier (Per.obs. Se også vedlegg 7e, f, g).

I ordinasjonsundersøkelsen er det restaurerte transektet på Kvalheim (K21) plassert nærmere kontrollen enn tilsvarende transekt på Silda. En årsak til den kortere avstanden i ordinasjon kan være at flere av artene som var registret i dette transektet er typiske for kystlynghei, slik som røsslyng, tyttebær og blåbær. Ordinasjonen viste også en bevegelse langs andre-aksen for områdene på Kvalheim, og det kan derfor antas at denne aksen har en viss sammenheng med suksessjon for disse transektene. Det er usikkert hva forskjellen mellom Kvalheim og Silda skyldes, men det er tydelig at det er ulike prosesser og miljøforhold som styrer bevegelsen mellom områdene. Mulige forklaringer kan være forskjeller i tetthet av plantet sitkagran eller ulike fuktighetsforhold. Hvis sitkagranen på Kvalheim hadde mindre tette bestander kan områdene ha klart å opprettholde noen av artene i feltsjiktet til tross for granen sin tilstedeværelse. Artene som er registret er også typisk å finne i skogsmark, og kan derfor ha vært til stede når sitkagranen sto der. Likevel er områdene svært ulike og det restaurerte transektet ser ut som en typisk hogstflate. Det er mulig at lengre tidsserier fra begge områdene kan tydeliggjøre hva som styrer de ulike gradientene og suksessjonen. En bør i de videre undersøkelsene vurdere å inkludere flere miljøvariabler som fuktighet, frøbank og jordkjemi.

Et sentralt element for hvilke arter som kommer tilbake er avstanden til intakt kystlynghei, og muligheten for spredning av frø fra disse områdene. Som tidligere nevnt er det små områder hvor den intakte naturen er nærliggende. Det er ikke gjennomført noen måling av avstanden til intakt natur, men i enkelte av transektene – som S21 transektet – har bestanden av sitkagran dekket et større areal enn i for eksempel S18 transektet transektet. Dette gjør at S21 transektet har større avstand til intakt natur, som kan begrense spredning av arter fra områdene rundt.

Under feltarbeidet var det registret få fremmedarter, men det er kartlagt flere fremmedarter både på Silda og Kvalheim (vedlegg 2) (Artsdatabanken, 2023). Alle fremmedartene er kartlagt mellom 2028 og 2023, og dermed mens restaureringstiltakene var pågående. Etter at restaureringstiltaket ble gjennomført ligger områdene som forstyrrende arealer med ledige nisjer, hvor fremmedartene lett kan etablere seg. Det forekommer flest fremmedarter på Silda, hvor flere av registreringene er nærliggende de restaurerte områdene. Det er blant annet registrert parkslirekne nærliggende S18 og S19 transektet (vedlegg 2c). Ved videre skjøtsel bør det derfor legges inn arbeid rettet mot fjerningen av øvrige fremmedarter utover sitkagranen.

Det er også registret flere rødlistede arter på Silda og Kvalheim, som purpurlyng (NT), villeple (VU), eplerose (NT), ask (EN) og heistarr (NT) (Artsdatabanken, 2023). Purpurlyng er registret flere steder på Kvalheim også på de restaurerte områdene, men utenfor analyserutene. Hvis denne arten etablerer seg i transektene vil det være en god indikator på at restaureringen går riktig vei. Dette er en art som er geografisk begrenset til de oseaniske kystlyngheiene på Vestlandet (Nilsen et al., 2009), og dermed er arten avhengig av å ha intakte heier for å overleve. Siden restaureringstiltakene på Kvalheim er godt i gang, er det ikke usannsynlig at denne arten kan øke i utbredelse. Lignende restaureringsprosjekt har også funnet en økning i purpurlyng på Ilholmane naturreservat (Saure et al., 2023).

4.3. Framtidig utvikling

Den asymptotiske modellen i ORBA-plottet indikerer at de restaurerte områdene kan nå en artssammensetning som er relativt likt kontrollene i løpet av et tidsperspektiv på 7 – 13 år. Dette er et kortere tidsperspektiv enn hva som ble satt i 3) antagelse om at det skulle ta mellom 20 – 30 år. Det er ulike faktorer som kan påvirke det predikerte tidsestimatet, blant annet hvor mange år som har gått etter tiltak ble gjennomført, og hvor lang tidsserie med data

en har. Ved å ha flere tidspunkt for feltarbeid som er over fem år etter gjennomført tiltak, ville nok tidsperspektivet sannsynligvis ha endret seg.

ORBA analysen sitt tidsestimat på 7-13 år kan virke noe kort da SER mener det kan ta mellom 10 – 100 år før et restaureringsprosjekt når den ideelle tilstanden (SER - Society for Ecological Restoration, u.å.). SER sitt estimat er ikke spesifikk for én naturtype, og gitt at kystlynghei er en relativt artsfattig naturtype, er ikke estimatet i analysen utenkelig. ORBA analysen er heller ikke benyttet for å gi et tidsestimat for restaurering av kystlynghei tidligere, det er derfor vanskelig å gjøre en direkte sammenligning. Likevel er det gjennomført langtidundersøkelser på restaurering av kystlynghei i Storbritannia. En slik studie fra sør i England oppdaget at artssammensetningen på et av tiltaksområdene stabiliserte seg, og var tilnærmet lik kontrollen 32 år etter gjennomført tiltak (Read & Bealey, 2021). Dette er et tidsperspektiv som er betydelig høyere enn hva ORBA analysen estimerte, som kan tyde på at det trengs flere feltarbeid og videre undersøkelser få å oppnå et mer presist estimat. Likevel har flere av de diagnostiske artene etablert seg i de eldste transektene, hvor utviklinger ser ut til å gå i riktig retning.

Ved å ha feltarbeid med data fra mer enn fem år siden tiltak ble gjennomført, ville trolig mer av variasjonen mellom år ha blitt fanget opp. Med mer data vil en også kunne fange opp hvis noen av de restaurerte områdene får en tilbakegang. Andre studier som har benyttet samme modell for predikering av tidsestimat har opplevd at estimatet har økt når datagrunnlaget inneholder feltarbeid med lengre enn fem år siden tiltaket ble gjennomført. Hvor årsaken forklares med at suksessjongsgraden synker med tid (Rydgren et al., 2020).

Ved utviklingen av ORBA-analysen ble det benyttet data fra et restaureringsprosjekt i gammel boreal skog i Sørøst-Norge, med en tre ulike feltarbeid over 18 år. Den lineære modellen viste der et tidsestimat på rundt 50 år, mens den asymptotiske modellen predikerte et tidsperspektiv på 80 år (Rydgren et al., 2019). Dette er et eksempel fra restaurering av et helt annerledes økosystem, men det viser dermed at modellen er i stand til å predikere større tidsperspektiver enn det var i denne analysen.

Området som var restaurert i 2018 har hatt fem år på å etablere seg etter at tiltakene ble gjennomført. Til tross for at ordinasjonsanalysen viser at dette transektet har en artssammensetning som ligner mest på kontrollen, så er områdene svært forskjellige (som

forklart i 3.2 artsdiversitet og artssammensetning). Tidlig i suksesjonsfasen etter gjennomført restaureringstiltak, er det vanlig med variasjon i hvor lik artssammensetningen er sammenlignet med kontrollområdet, og dette kan variere fra år til år. Det kan forekomme situasjoner der artssammensetningen gradvis nærmer seg kontrollområdene, for deretter å få et tilbakefall der likheten reduseres. Dette kan oppstå hvis området har vært luket for sitkagran under et feltarbeid, men det har kommet opp nye spirer til neste. Selv om det etter fem år ser ut til at området nærmer seg en artssammensetning lik kontrollen kan dette snu, og gå motsatt vei igjen etter noen år. Suksesjon er ikke lineær og ikke nødvendigvis asymptotisk heller (Rydgren et al., 2019), men har mer variasjon etter hvert som årene går. Derfor bør man være noe kritisk til hvor presis en slik prediksjon er.

I denne oppgaven ligger kontrollene i kystlynghei, men de er i en degraderingsfase, hvor det er lenge siden skjøtselen har blitt opprettholdt. I ORBA modell blir tidsperspektivet predikert på grunnlag av kontrollene som er lagt til grunn. Dermed viser modellen et predikert tidsperspektiv til en degradert kystlynghei. Hvis kontrollene hadde vært plassert i en intakt kystlynghei hadde trolig tidsperspektivet økt. I slike områder er det også vanlig med en mosaikk mellom områder som er brent og ikke, og områder med høyere og lavere beitetrykk. Derfor vil plasseringen av ruteanalysene også være en stor påvirkningsfaktor på prediksjonen.

Lyngsviing av områdene vil også påvirke det predikerte tidsperspektivet. De undersøkte områdene var ikke brent før feltarbeidet, og siden enkelte stedegne arter, som røsslyng, drar nytte av brenning vil artssammensetningen endre seg. Bargmann et al. (2014) fant at artsdiversiteten i vegetasjonen og frøbanken stemte mest overens 10 år etter brenning. Med hensyn til dette trenger trolig områdene ytterligere 10 år før de har en artssammensetning lik en intakt kystlynghei, i forhold til den predikerte tidsrammen. Dette vil utgjøre en tidsramme på rundt 20 år fra slik tilstanden er i dag, gitt at skjøtsel og lyngsviing gjennomføres innen noen år.

En essensiell faktor for suksesjonshastigheten er avstanden fra det restaurerte området til intakt kystlynghei (Palmer et al., 1997). En kort avstand vil gjøre det mulig for stedegne arter å spre seg til de restaurerte områdene. Hvis områdene rundt er dominert av andre naturtyper vil det trolig ta lengre tid før den ønskede artssammensetningen forekommer.

4.4. Restaureringspotensialet

Restaureringspotensialet til kystlynghei er avhengig av hvilket tiltak det er planlagt for etter gjennomført hogst av sitkagranplantasje. Kystlynghei er en naturtype som trenger jevnlig skjøtsel (Norderhaug et al., 1999), dermed må det ligge en plan for å sette ut beitedyr og planlagt lyngsviing av områdene. Det er gjort få studer på hvordan restaureringspotensialet til kystlynghei er sammenlignet med andre naturtyper. Hvis en sammenligner ikke semi-naturlige naturtyper vil selvsagt prosessen og potensialet for å restaurere området være svært forskjellig. Det er gjennomført flere studier på restaureringspotensialet til semi-naturlig eng, som naturbeitemark og slåtteeng. Flere av studiene er lokalisert i mer urbane områder, og omhandler ofte flytting av masser (Løkken et al., 2023). Dette er en annen framgangsmåte enn hva som blir benyttet i kystlyngheien på Kvalheim og Silda, dermed vil prosessen og suksessen være ulik.

Som tidligere diskutert er flere av de restaurerte områdene dominert av graminider, som smyle og blåtopp. Dette er arter som trolig fort vil ha en nedgang med riktig skjøtsel, som innebærer et lavt til moderat beitetrykk med riktig beitedyr eller rotasjon på ulike type beitedyr (Norderhaug et al., 1999). Samtidig er det flere arter som drar nytte av gjødslingseffekten etter hogsten, denne effekten vil også avta over tid. Rosef (2008) fant at det var vanskelig å avgjøre et generelt restaureringspotensial til semi-naturlig eng grunnet ulike historiske variabler, som gjødsling og driftsform. Studien påpeker at det var vanskelig å få tilbake en like høy artsdiversitet som det en gang hadde vært. Sammenlignet med kystlynghei som er et naturlig artsfattig system, kan dette tyde på at det er noe lettere å restaurere kystlynghei. På den andre siden en kan utfordringen med å restaurere en kystlynghei være å fjerne gjødslingseffekten som oppstår etter hogst. Dette vil ha betydning for røsslyngen siden arten responderer dårlig på høy næringstilgang, og lett blir utkonkurrert av andre arter under like forhold (Strandberg & Johansson, 1999). Problemstillingen med brukshistorikk er også aktuell for kystlynghei, hvor Hérault et al. (2005) fant at tidligere brukshistorikk av en plantasje også kan påvirke restaureringspotensialet.

I Storbritannia er det dokumentert flere vellykkede restaureringsprosjekter som omhandler kystlynghei. Mitchell et al. (1999) oppdaget at flere karakteristiske arter for kystlynghei klarte å etablere seg på de restaurerte områdene, men at den økte mengden med næring var vanskeligere å fjerne. Her påpeker de at områdene hvor toppjorden var fjernet hadde betydelig

lavere verdier av næring, sammenlignet med områdene hvor toppjorden ikke var fjernet. Med utgangspunkt i artssammensetningen som er registret på Kvalheim og Silda, kan det tenkes at det er høye næringsverdier. Dermed kan et aktuelt tiltak være fjerning av de øverste jordmassene, hvis denne effekten ikke går over med tid. I et annet vellykket restaureringsprosjekt fant også Read og Bealey (2021) at et av de restaurerte områdene hadde oppnådd en artssammensetning nesten lik kontrollen 32 år etter hogsten startet. Disse prosjektene tyder på at restaurering av kystlynghei er helt mulig ved fjerning av uønskede arter og kontinuerlig skjøtsel. Prosjektet på Kvalheim og Silda har ikke hatt like lang tid på å utvikle seg og bygge opp vegetasjon, men med utgangspunkt i at analysene går riktig vei er det ikke utenkelig at områdene kan bli kystlynghei til slutt.

Når en vurderer suksessen til et restaureringsprosjekt er det avgjørende hvilke mål som var satt i utgangspunktet. Målene som inngår i prosjektet på Kvalheim og Silda er å bevare kulturlandskapet, fjerne fremmedarten sitkagran og bidra til restaurering av den rødlistede naturtypen kystlynghei (EN). All sitkagran har blitt fjernet fra Silda og det er planlagt hogst for områdene med gjenvære sitkagran på Kvalheim. Dermed vil målet om fjerning av fremmedarten være oppfylt, selv om det alltid er en sannsynlighet for at granen kan etablere seg på nytt. For å hindre nye spirer og videre spredning er det derfor viktig at det er en aktiv skjøtelsesplan med lunking av spirer de neste 10-15 årene. Målet om å restaurere naturtypen kystlynghei og bevare kulturlandskapet, er ikke oppfylt enda. Områdene hvor det er gjennomført tiltak har ikke oppnådd en artssammensetning som er å forvente å finne i en kystlynghei. Den økologiske tilstanden og funksjonen er heller ikke til stede, likevel tyder alle analysene på at de går i retning mot en kystlynghei. På tross av dette er områdene såpass påvirket av mennesker og derfor kan ansees som en type kulturlandskap.

For vurderingen av suksessen til et økologisk restaureringsprosjekt har SER utarbeidet ni attributter (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004). Med hensyn til at dette restaureringsprosjektet startet i 2018, og tidsrammen for prosjektet enda ikke er nådd, er det ikke hensiktsmessig å vurdere suksessen på dette stadiet. For å vurdere suksessen er artsdiversitet indeks og ORBA analysen gode måter å måle på for å få et overordnet bilde av utviklingen til artssammensetningen. For et mer nyansert bilde av suksessen og bør også antall diagnostiske arter bli tatt i betraktning, eventuelt et mål på mengden røsslyng.

Områdene som har blitt restaurert ville per nå ikke blitt definert som en kystlynghei under en kartleggingssituasjon. Artsmangfoldet og sammensetningen på de restaurerte områdene ligner mer på en hogstflate enn hva de gjør en kystlynghei. Likevel har det kommet inn arter som er karakteristiske for kystlynghei, og analysene antyder at områdene blir mer og mer lik kontrollen. Videre skjøtsel og brenning av områdene vil være svært avgjørende for potensialet til å gjenetablere kystlyngheien som tidligere var til stede.

5. Konklusjon

Det er stor variasjon i hvor lik artssammensetningen i de undersøkte områdene er til kontrollene. Den generelle trenden er at det blir færre sitkagranspirer, og områdene blir mer lik kontrollen med økende antall år etter at sitkagranplantasjen er fjernet. Dette ser vi både på artsdiversiteten, ordinasjonsanalysen og antall diagnostiske arter. Nøkkelarten røsslyng (*Calluna vulgaris*) er essensiell for utformingen til kystlyngheien, og har etablert seg i nesten alle områdene hvor det er gjennomført restaureringstiltak. For at de restaurerte områdene skal bli kategorisert som en kystlynghei trenger vegetasjonen lengre tid på å etablere seg, samt videre skjøtsel. Siden kontrollene det er sammenlignet med i dette studiet er degraderte kystlyngheier er det vanskelig å si hvor langt tid et vil ta før områdene ligner en intakt kystlynghei. Dermed kreves det videre undersøkelser, skjøtsel og overvåkning av områdene.

Aktuelle skjøtselstiltak for områdene innebærer videre luking av sitkagranspirer, lyngsviing og innføring av beitedyr. Det er også et behov for videre undersøkelser om sitkagranen og andre fremmedarter sin mulighet for spredning, spesielt med hensyn til mosaikken i vegetasjonen som oppstår etter lyngsviing. Videre undersøkelser bør også ta for seg effekten hogstavfallet har på vegetasjonen, samt røsslyngen sin evne til etablering og opprettholde populasjonen.

6. Referanser

- Andreasen, C., Rossing, K. & Ritz, C. (2020). Prescribed Burning as A Management Tool to Destroy Dry Seeds of Invasive Conifers in Heathland in Denmark. *Land*, 9 (11), 432. <https://doi.org/10.3390/land9110432>
- Artsdatabanken. (2014). *Kystlynghei*. Hentet 07.11.2023 fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/137787/Kystlynghei>
- Artsdatabanken. (2018a, 29.01.2022). *Kategorier og kriterier*. Hentet 03.02.2023 fra https://www.artsdatabanken.no/Pages/258616/Kategorier_og_kriterier
- Artsdatabanken. (2018b). *Norsk rødliste for naturtyper 2018*. Hentet 10.01.2023 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlisterforaturtyper>
- Artsdatabanken. (2021, 24. november 2021). *Rødlisten for arter 2021*. Hentet 29.03.2021 fra <https://www.artsdatabanken.no/lister/rodlisterforarter/2021>
- Artsdatabanken. (2023). *Artskart*. Hentet 02.11.2023 fra <https://artskart.artsdatabanken.no/>
- Artsdatabanken. (u.å.-a). *6SE Bioklimatiske seksjoner*. Hentet 02.02.2023 fra https://www.artsdatabanken.no/Pages/181900/Bioklimatiske_seksjoner
- Artsdatabanken. (u.å.-b). *Kalkinnhold*. Hentet 01.12.2023 fra <https://www.artsdatabanken.no/Pages/137908/Kalkinnhold>
- Bargmann, T., Måren, I. E. & Vandvik, V. (2014). Life after fire: smoke and ash as germination cues in ericads, herbs and graminoids of northern heathlands. *Applied vegetation science*, 17(4), 670-679. <https://doi.org/10.1111/avsc.12106>
- Bjåen, R. (2011). *BEITING I SKJERGARDEN*. Statsforvalteren i Vestfold og Telemark. <https://www.statsforvalteren.no/siteassets/fm-vestfold-og-telemark/landbruk-og-mat/miljotiltak/utvalgte-kulturlandskap/beiting-i-skjergarden.rapport.mai-2011.pdf>
- Bland, L., Keith, D., Miller, R., Murray, N. & Rodriguez, J. (2017). Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria, version 1.1. *International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland*.
- Borchard, F., Härdtle, W., Streitberger, M., Stuhldreher, G., Thiele, J. & Fartmann, T. (2017). From deforestation to blossom—Large-scale restoration of montane heathland vegetation. *Ecological Engineering*, Vol. 101, 211-219. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.039>
- Breton, V., Crosaz, Y. & Rey, F. (2016). Effects of wood chip amendments on the revegetation performance of plant species on eroded marly terrains in a Mediterranean mountainous climate (Southern Alps, France). *Solid Earth*, 7(2), 599-610. <https://doi.org/10.5194/se-7-599-2016>
- Bär, A. (2020). *Skjøtselsplan for kystlynghei. Segeløya i Alstahaug kommune, Nordland* (6/137/2020). (NIBIO RAPPORT, Issue 6: 1-26). NIBIO. <https://hdl.handle.net/11250/2688616>
- Dagmar Hagen, A. B. S. (2010). Restaurering av natur i Norge - et innblikk i fagfeltet, fagmiljøer og pågående aktivitet. <https://www.nina.no/archive/nina/pppbasepdf/temahefte/042.pdf>
- Dial, R. J., Maher, C. T., Hewitt, R. E. & Sullivan, P. F. (2022). Sufficient conditions for rapid range expansion of a boreal conifer. *Nature*, 608(7923), 546-551.
- Drake, P., Grimshaw-Surette, H., Heim, A. & Lundholm, J. (2018). Mosses inhibit germination of vascular plants on an extensive green roof. *Ecological Engineering*, 117, 111-114. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.002>
- Eitzel, M. V., Diver, S., Sardiñas, H., Hallett, L. M., Olson, J. J., Romero, A., Oliveira, G. d. L., Schuknecht, A. T., Tidmore, R. & Suding, K. N. (2012). Insights from a cross-

- disciplinary seminar: 10 pivotal papers for ecological restoration. *Restoration ecology*, 20(2), 147-152.
- Elven, R., Hegre, H., Solstad, H., Pedersen, O., Pedersen, P., A, Åsen, P., A & Vandvik, V. (2018). *Picea sitchensis*, vurdering av økologisk risiko. *Fremmedartslista 2018*. Artsdatabanken. Hentet 02.03.2023 fra <https://artsdatabanken.no/Fab2018/N/537>
- Facelli, J. M. & Pickett, S. T. (1991). Plant litter: its dynamics and effects on plant community structure. *The botanical review*, 57, 1-32.
- FAO, IUCN, CEM & SER. (2021, 28.02.2023). Principles for ecosystem restoration to guide the United Nations Decade 2021–2030. I. FAO Rome. <https://www.fao.org/3/cb6591en/cb6591en.pdf>
- Gimingham, C. H. (1972). *Ecology of Heathlands*. Chapman and Hall. <https://books.google.no/books?id=FgWLA AAAAIAAJ>
- Gimingham, C. H. (1992). *The lowland heathland management handbook* (8. utg.). English Nature.
- Greenly, K. M. & Rakow, D. A. (1995). The effect of wood mulch type and depth on weed and tree growth and certain soil parameters. *Journal of Arboriculture*, 21, 225-225.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. (2016). NiN–typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. *Natur i Norge*, artikkel 3, Versjon 2.1.0. I(s. 1-528). Trondheim: Artsdatabanken. <https://www.artsdatabanken.no>
- Helle, A. G. (2021). *Sitkagrana flyr vekk fra Silda*. Hentet 20.02.2022 fra <https://storymaps.arcgis.com/stories/4381d24f44ab48a6aad1c7665586fd97>
- Hérault, B., Honnay, O. & Thoen, D. (2005). Evaluation of the ecological restoration potential of plant communities in Norway spruce plantations using a life-trait based approach. *Journal of Applied Ecology*, 42(3), 536-545. <https://www.jstor.org/stable/3505986>
- Hill, M. & Stevens, P. (1981). The density of viable seed in soils of forest plantations in upland Britain. *The Journal of Ecology*, 693-709.
- Hovstad, K. A., Johansen L., Arnesen, A., Svalheim, E. & Velle, L. G. (2018). *Kystlynghei, Semi-naturlig. Norsk rødliste for naturtyper 2018*. Artsdatabanken. Hentet 15.01.2023 fra <https://artsdatabanken.no/RLN2018/74>
- Johansen, L., Velle, L. G., Wehn, S. & Hovstad, K. A. (2017). *Kystlynghei i Naturindeks for Norge - Utvikling av indikatorer og datagrunnlag (1/5/2015)*. (NIBIO RAPPORT, Issue. Norsk Institutt for Bioøkonomi. <https://www.environmentagency.no/globalassets/publikasjoner/M403/M403.pdf>
- Kaland, P. E. & Kvamme, M. (2013). *Kystlyngheiene i Norge – kunnskapsstatus og beskrivelse av 23 referanseområder*. Universitetet i Bergen og Lyngheisenteret. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m23/m23.pdf>
- Klima- og Miljødepartementet. (2021, 06.10.2021). *Internasjonale klima- og miljøavtaler*. Hentet 10.03. fra <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/innsiktsartikler-klima-miljo/internasjonale-klima-miljoavtaler/id2344798/>
- Legendre, P. & Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*, Amsterdam, Second English Edition: Developments in Environmental Modeling, . Vol. 20.
- Løberg, M. M. (2020, 21.11.2022). *Restaurering av kystlynghei ved Hatten i Øygarden*. Hentet 25.03.2023 fra <https://naturvernforbundet.no/hordaland/restaurering-av-kystlynghei-ved-hatten-i-oygarden/>
- Løberg, M. M. (2022). *Restaurering av kystlynghei på Rapeneset*. Naturvernforbundet. Hentet 27.11.2022 fra <https://naturvernforbundet.no/hordaland/restaurering-av-kystlynghei-pa-rapeneset/>

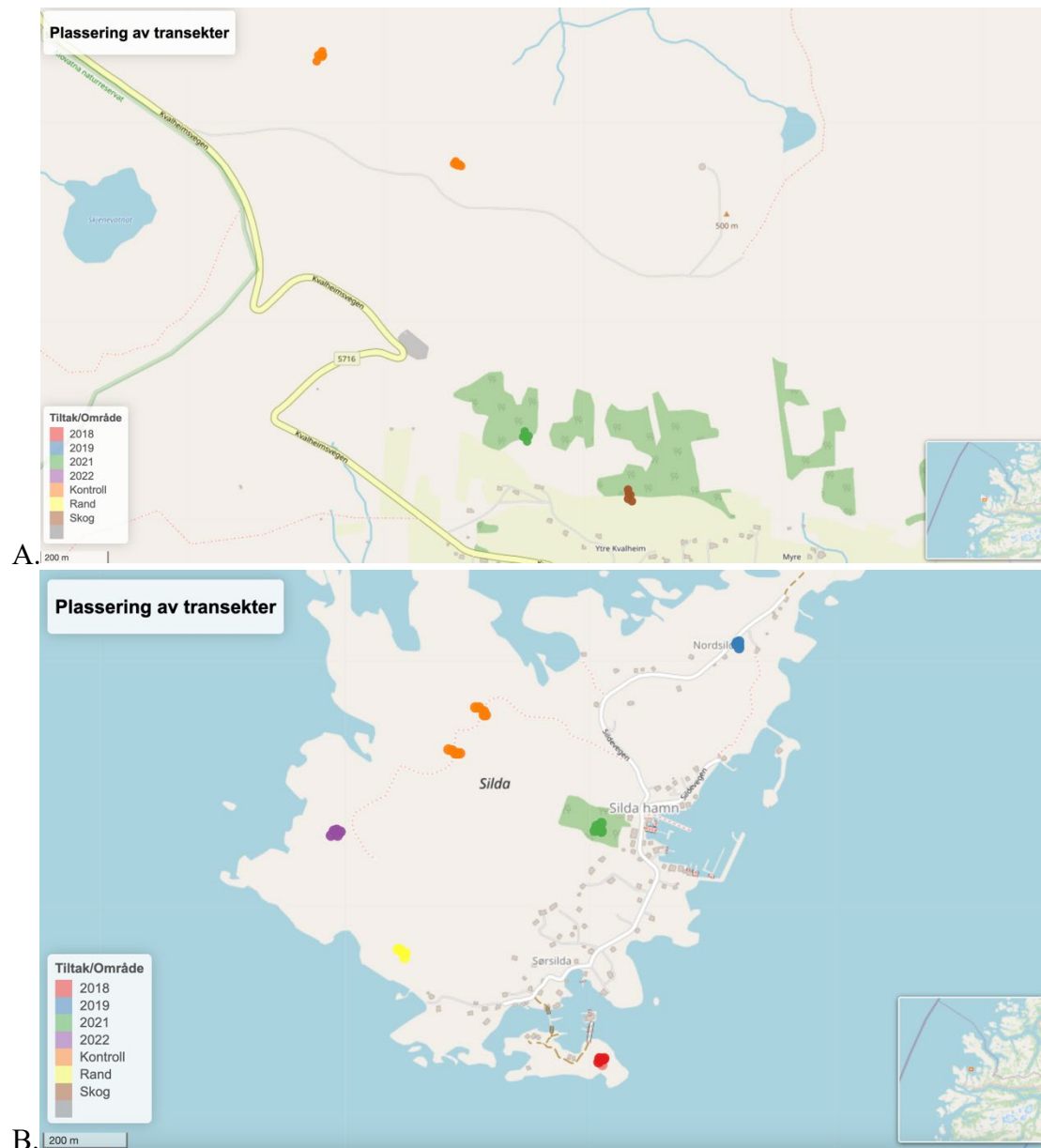
- Løkken, J. O., Flydal, K., Ryvarden, L., Folk, A. W. T., Grindrud, E. T. & Colman, J. E. (2023). Flytting og ny-etablering av kalktørreng på Mustadlokket – resultater og erfaringer. *Blyttia - Norsk Botanisk Annaler*, 81, 49-60.
- Meld. St. 14 (2015-2016). *Natur for livet* Klima- og Miljødepartement. <https://www.regjeringen.no/contentassets/902deab2906342dd823906d06ed05db2/no/pdfs/stm201520160014000dddpdfs.pdf>
- Miljolare.no. (u.å.). *Berggrunn og plantevekst*. Hentet 28.02.2023 fra https://www.miljolare.no/tema/naturomrader/artikler/berggrunn_og_plantevekst.php
- Miljødirektoratet. (2004). *Movatna naturreservat*. <https://faktaark.naturbase.no/?id=VV00002290>
- Miller, E. M. & Seastedt, T. (2009). Impacts of woodchip amendments and soil nutrient availability on understory vegetation establishment following thinning of a ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management*, 258(3), 263-272. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.04.011>
- Mitchell, R., Marrs, R., Le Duc, M. & Auld, M. (1997). A study of succession on lowland heaths in Dorset, southern England: changes in vegetation and soil chemical properties. *Journal of Applied Ecology*, Vol. 34, No. 6, 1426-1444. <https://doi.org/10.2307/2405259>
- Mitchell, R., Marrs, R., Le Duc, M. & Auld, M. (1999). A study of the restoration of heathland on successional sites: changes in vegetation and soil chemical properties. *Journal of Applied Ecology*, 36(5), 770-783. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1999.00443.x>
- Mitlacher, K., Poschlod, P., Rosén, E. & Bakker, J. P. (2002). Restoration of wooded meadows-a comparative analysis along a chronosequence on Öland (Sweden). *Applied vegetation science*, 5(1), 63-73. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2002.tb00536.x>
- Mossberg, B. & Lennart, S. (2018). *Gyldendals store nordiske flora*. Gyldendal Norsk Forlag AS.
- Måren, I. E. & Vandvik, V. (2009). Fire and regeneration: the role of seed banks in the dynamics of northern heathlands. *Journal of vegetation science*, 20(5), 871-888. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.01091.x>
- Neufeld, H. S. & Young, D. R. (2003). *Ecophysiology of the herbaceous layer in temperate deciduous forests*. Oxford University Press.
- NGU - Norges geologiske undersøkelse. (2015a). *Berggrunskart*. Hentet 26.01.2023 fra <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/>
- NGU - Norsk Geologisk Undersøkelse. (2015b). *Løssmasser og maerin grense*. Hentet 26.01.2023 fra https://geo.ngu.no/kart/berggrunn_mobil/
- NIBIO - Kilden. (u.å.). *Vekstsesongens lengde*. Hentet 10.02.2023 fra https://kilden.nibio.no/?lang=nb&X=6914356.53&Y=-15959.17&zoom=7.405937061391251&topic=arealinformasjon&bgLayer=gratone_cache&catalogNodes=325,1227&layers=vekstsesongslengde_median&layers_opacity=0.75
- Nihlgård, B. (1971). Pedological influence of spruce planted on former beech forest soils in Scania, South Sweden. *Oikos*, (22), 302-314. <https://doi.org/10.2307/3543854>
- Nilsen, L. S., Måren, I. E. & Pedersen, O. (2009). Fargen er purpur – kystlyngheivegetasjon i Norge. *Naturen*, pp. 86-93. <https://doi.org/10.18261/ISSN1504-3118-2009-02-04>
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, M. (1999). *Skjøtselsboka for kulturlandskap og gamle norske kulturmarker*. Landbruksforlaget.
- Norkart. (2023). *Historiske flyfoto*. Hentet 15.09.2023 fra <https://kart.finn.no/?lng=5.11401&lat=62.00275&zoom=12.000000000000002&mapType=historicalm-Vagsoy-Stad-Sande-1949%40h>

- Norsk Klimaservicesenter. (2022, april). *Klimaprofil Sogn og Fjordane*. Hentet 02.02.2023 fra <https://klimaservicesenter.no/kss/klimaprofiler/sogn-og-fjordane>
- Nygaard, P. H. (2021). *SKOGREISING*. Norsk Institutt for Bioøkonomi. Hentet 07.11.2022 fra <https://www.skogbruk.nibio.no/skogreising>
- Nygaard, P. H. & Øyen, B.-H. (2017). Spread of the introduced Sitka spruce (*Picea sitchensis*) in coastal Norway. *Forests*, 8(1), 24. <https://doi.org/10.3390/f8010024>
- Palmer, M., Zedler, J. & Falk, D. (2016). *Foundations of restoration ecology*. Springer.
- Palmer, M. A., Ambrose, R. F. & Poff, N. L. (1997). Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration ecology*, 5(4), 291-300.
- Pywell, R., Pakeman, R., Allchin, E., Bourn, N., Warman, E. & Walker, K. (2002). The potential for lowland heath regeneration following plantation removal. *Biological Conservation*, 108(2), 247-258. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00115-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00115-5)
- Pywell, R. F., Meek, W. R., Webb, N. R., Putwain, P. D. & Bullock, J. M. (2011). Long-term heathland restoration on former grassland: the results of a 17-year experiment. *Biological Conservation*, 144(5), 1602-1609.
- Rain, R. (2022, 2. November 2022). *Shannon Diversity Index Calculator*. omnicalculator. Hentet 30.03.2023 fra <https://www.omnicalculator.com/ecology/shannon-index>
- Read, H. J. & Bealey, C. E. (2021). The restoration of heathland and mire from secondary woodland: How realistic are target vegetation communities? *Journal for Nature Conservation*, 62, 125943. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2020.125943>
- Ris, T. H. (2023, 29.03.2023). *Ta utmarka i bruk NORCE*. Hentet 15.04.2023 fra <https://www.norceresearch.no/aktuelt/ta-utmarka-i-bruk>
- Roll-Hansen, H. (2015, 26. feb. 2021). *Planting av gran på Vestlandet*. Universitetet i Oslo. Hentet 06.03.2023 fra <https://www.norgeshistorie.no/velferdsstat-og-vestvending/1826-planting-av-gran-pa-vestlandet.html>
- Rosef, L. (2008). Germinable soil seed banks in abandoned grasslands in central and western Norway and their significance for restoration. *Applied vegetation science*, 11(2), 223-230. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18361>
- Rydgren, K., Auestad, I., Halvorsen, R., Hamre, L. N., Jongejans, E., Töpper, J. P. & Sulavik, J. (2020). Assessing restoration success by predicting time to recovery—But by which metric? *Journal of Applied Ecology*, 57(2), 390-401. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13526>
- Rydgren, K., Halvorsen, R., Töpper, J. P., 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(1), 225-234. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13254>
- Saure, H. I., Vandvik, V., Hassel, K. & Vetaas, O. R. (2013). Effects of invasion by introduced versus native conifers on coastal heathland vegetation. *Journal of vegetation science*, 24(4), 744-754. <https://doi.org/10.1111/jvs.12010>
- Saure, H. I., Vetaas, O. R., Hassel, K. & Vandvik, V. (2023). Restoring heathlands after afforestation on two islands in western Norway.
- SER - Society for Ecological Restoration. (u.å., 17.04.2023). *What is Ecological Restoration?* Hentet 10.02.2023 fra <https://www.ser-rrc.org/what-is-ecological-restoration/>
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf
- Strandberg, M. & Johansson, M. (1999). Uptake of nutrients in *Calluna vulgaris* seed plants grown with and without mycorrhiza. *Forest Ecology and Management*, 114(1), 129-135. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00387-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00387-9)

- Svarte, Y. (2013). *Faggrunnlag for kystlynghei - med sikte på utvelging til utvalgt naturtype*. DN - Direktoratet for naturforvaltning. https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/dokumenter/publikasjoner/rapporter/faggrunnlag_kystlynghei.pdf
- Thiet, R. K., Kidd, E., Wennemer, J. M. & Smith, S. M. (2014). Molluscan community recovery in a New England back-barrier salt marsh lagoon 10 years after partial restoration. *Restoration ecology*, 22(4), 447-455.
- Thorvaldsen, P. (2016). Sitkagran *Picea sitchensis* i stor spredning i det norske kystlandskapet. Eksempel fra Stadlandet, Selje kommune. *Blyttia*, 74(3), 160-171.
- United Nations General Assembly. (2019). *Resolution adopted by the General Assembly on 1 March 2019 (A/RES/73/284)*. <https://documents-dds-ny.un.org/doc/UNDOC/GEN/N19/060/16/PDF/N1906016.pdf?OpenElement>
- Universitetet i Oslo. (2018, 14. november 2023). *Skog*. Hentet 28.11.2023 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/s/skog.html>
- Universitetet i Oslo - Institutt for biovitenskap. (2022, 02.04.2023). *Suksesjon*. Hentet 07.11.2023 fra <https://www.mn.uio.no/ibv/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/s/suksesjon.html>
- Velle, L. G. & Thorvaldsen, P. (2021). *Lyngsviing*. Miljødirektoratet. Hentet 07.11. fra <https://www.statsforvalteren.no/contentassets/065b8ade9d0146f48763d59d25feb04c/lyngsviing.pdf>
- Vesterbukt, P. (2017). *Effekt av fjerning av sitkagran (Picea sitchensis) i kystlynghei på Svinøya* (8217017980). (NIBIO RAPPORT, Issue 3: 1-23). <http://hdl.handle.net/11250/2429519>
- Vesterbukt, P. (2018). *Overvåking av re-vegetering med sitkagran (Picea sitchensis) etter fjerning av plantasjer i kystlynghei på Svinøya* (8217020485). (NIBIO Rapport Issue 4: 1-23). <http://hdl.handle.net/11250/2487062>
- Vesterbukt, P. (2019). *Overvåking av re-vegetering med sitkagran (Picea sitchensis) etter fjerning av plantasjer i kystlynghei på Svinøya* (8217020485). (NIBIO RAPPORT, Issue 5: 1-23). <https://hdl.handle.net/11250/2721836>
- Vikane, J. H. (2019). Predicting decline of threatened species, invasiveness of alien species, and invasibility of seminatural habitats: A case study from threatened coastal heathlands and semi-natural grasslands in western Norway. *University of Bergen - Department of Biological Sciences*. <https://bora.uib.no/bora-xmlui/handle/1956/20699>
- Walker, K., Pywell, R., Warman, E., Fowbert, J., Bhogal, A. & Chambers, B. (2004). The importance of former land use in determining successful re-creation of lowland heath in southern England. *Biological Conservation*, 116(2), 289-303. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00199-X](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00199-X)
- Warr, S. J., Kent, M. & Thompson, K. (1994). Seed bank composition and variability in five woodlands in south-west England. *Journal of Biogeography*, 151-168.
- Weissman, D. S. & Tully, K. L. (2020). Saltwater intrusion affects nutrient concentrations in soil porewater and surface waters of coastal habitats. *Ecosphere*, 11(2), e03041. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3041>
- Aarrestad, P. A. (2009). Trusler for kystlyngheiene. *Naturen*, 133(2), 112-116.
- Aarrestad, P. A., Bendiksen, E., Bjerke, J. W., Brandrud, T. E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O. E. (2013). *Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng* (NINA rapport 959, Issue. Norsk institutt for naturforskning Trondheim.

7. Vedlegg

Vedlegg 1

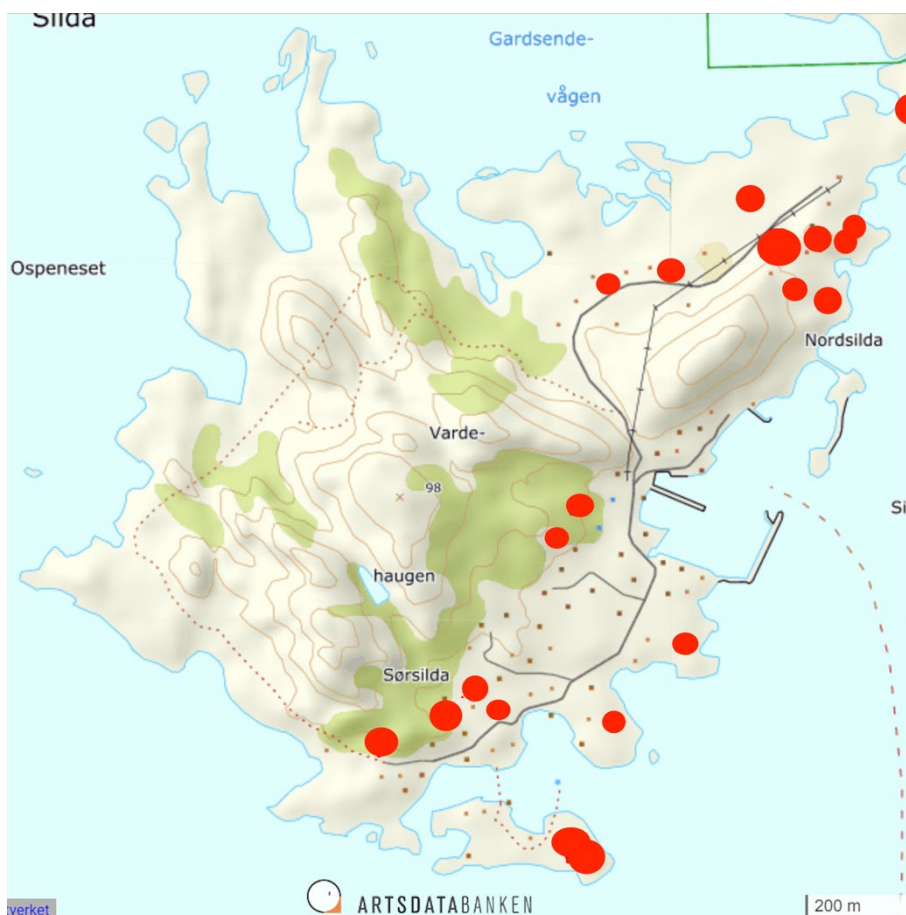


Vedlegg 1a: Plassering av de undersøkte områdene. A. Kvalheim, B. Silda.

Vedlegg 1b: Koordinater til hver 1x1m² prøveflate på Silda og Kvalheim. Transekt skiller mellom områdene det er gjennomført ett eller to transekter, rute referer til hvilket nummer ruten ble plassert innenfor transektet.

Transekt	Rute	Kvalheim(K)/Silda(S)	Tiltak (år)	Transekt	Koordinater
1	1	K	2021	K21	N61° 59.556' E5° 02.374'
1	2	K	2021	K21	N61° 59.563' E5° 02.360'
1	3	K	2021	K21	N61° 59.567' E5° 02.365'
1	4	K	2021	K21	N61° 59.565' E5° 02.377'
1	5	K	2021	K21	N61° 59.571' E5° 02.365'
2	1	K	Sitkagranplantasje	Sitkagranplantasje	N61° 59.463' E5° 02.720'
2	2	K	Sitkagranplantasje	Sitkagranplantasje	N61° 59.467' E5° 02.708'
2	3	K	Sitkagranplantasje	Sitkagranplantasje	N61° 59.473' E5° 02.715'
2	4	K	Sitkagranplantasje	Sitkagranplantasje	N61° 59.475' E5° 02.711'
2	5	K	Sitkagranplantasje	Sitkagranplantasje	N61° 59.481' E5° 02.708'
1	1	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N62° 00.149' E5° 01.674'
1	2	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N62° 00.158' E5° 01.680'
1	3	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N62° 00.156' E5° 01.694'
1	4	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N62° 00.158' E5° 01.695'
1	5	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N62° 00.164' E5° 01.694'
2	1	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N61° 59.993' E5° 02.136'
2	2	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N61° 59.989' E5° 02.132'
2	3	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N61° 59.986' E5° 02.141'
2	4	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N61° 59.988' E5° 02.148'
2	5	K	Kontroll Kvalheim	Kontroll Kvalheim	N61° 59.985' E5° 02.154'
1	1	S	2018	S18	N62° 00.476' E5° 11.816'
1	2	S	2018	S18	N62° 00.481' E5° 11.817'
1	3	S	2018	S18	N62° 00.478' E5° 11.821'
1	4	S	2018	S18	N62° 00.480' E5° 11.828'
1	5	S	2018	S18	N62° 00.476' E5° 11.816'
1	1	S	2019	S19	N62° 01.004' E5° 12.187'
1	2	S	2019	S19	N62° 01.006' E5° 12.188'
1	3	S	2019	S19	N62° 01.008' E5° 12.193'
1	4	S	2019	S19	N62° 01.003' E5° 12.194'

1	5	S	2019	S19	N62° 00.999' E5° 12.193'
1	1	S	2021	S21	N62° 00.778' E5° 11.822'
1	2	S	2021	S21	N62° 00.767' E5° 11.824'
1	3	S	2021	S21	N62° 00.768' E5° 11.822'
1	4	S	2021	S21	N62° 00.775' E5° 11.811'
1	5	S	2021	S21	N62° 00.769' E5° 11.806'
1	1	S	2022	S22	N62° 00.768' E5° 11.102'
1	2	S	2022	S22	N62° 00.767' E5° 11.121'
1	3	S	2022	S22	N62° 00.762' E5° 11.113'
1	4	S	2022	S22	N62° 00.763' E5° 11.093'
1	5	S	2022	S22	N62° 00.770' E5° 11.110'
1	1	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.915' E5° 11.511'
1	2	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.919' E5° 11.506'
1	3	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.915' E5° 11.507'
1	4	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.925' E5° 11.493'
1	5	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.924' E5° 11.482'
2	1	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.871' E5° 11.410'
2	2	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.870' E5° 11.421'
2	3	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.866' E5° 11.430'
2	4	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.867' E5° 11.435'
2	5	S	Kontroll Silda	Kontroll Silda	N62° 00.866' E5° 11.442'
1	1	S	Randsone Silda	Randsone Silda	N62° 00.614' E5° 11.295'
1	2	S	Randsone Silda	Randsone Silda	N62° 00.608' E5° 11.292'
1	3	S	Randsone Silda	Randsone Silda	N62° 00.619' E5° 11.275'
1	4	S	Randsone Silda	Randsone Silda	N62° 00.616' E5° 11.284'
1	5	S	Randsone Silda	Randsone Silda	N62° 00.619' E5° 11.279'



Vedlegg 1c: Steder på Silda hvor det er satt opp bål for brenning av hogstavfall (rød). Lokasjonen til bålene er ikke stedfestet under hver brenning så feil kan forekomme.

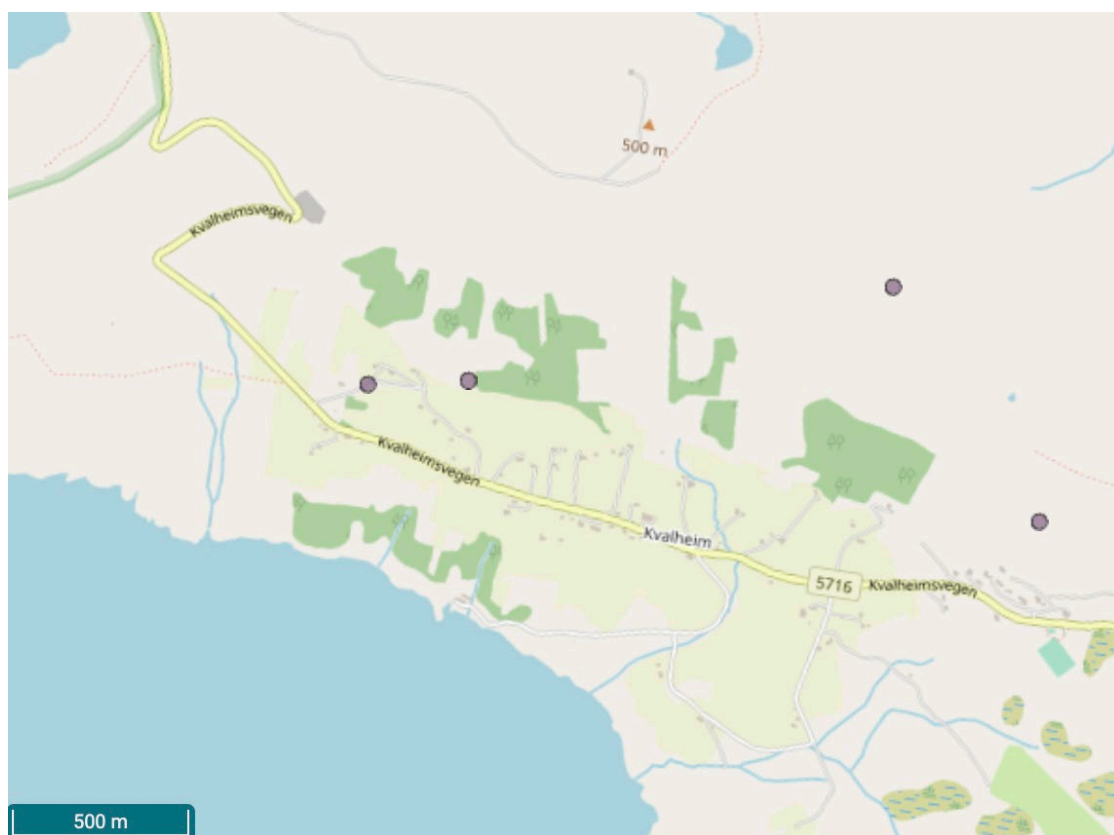
Vedlegg 2

Vedlegg 2a: Tidligere registrerte fremmedarter på Silda og Kvalheim. Hentet fra Artskart (Artsdatabanken, 2023).

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Kategori	Antall observasjoner	Sted
<i>Cotoneaster bullatus</i>	bulkemispel	SE	1	Silda
<i>Cotoneaster divaricatus</i>	sprikemispel	SE	3	Silda
<i>Cymbalaria muralis</i>	murtorskemunn	PH	1	Silda
<i>Hesperis matronalis</i>	dagfiol	HI	1	Silda
<i>Lonicera caprifolium</i>	kaprifol	HI	3	Silda
<i>Lupinus polyphyllus</i>	hagelupin	SE	1	Silda
<i>Pinus mugo subsp. uncinata</i>	fransk bergfuru	SE	5	Silda/Kvalheim
<i>Myrrhis odorata</i>	spansk kjørvel	SE	2	Kvalheim
<i>Petrosedum forsterianum</i>	konglebergknapp	PH	1	Silda

<i>Phedimus spurius</i>	gravbergknapp	SE	2	Silda
<i>Picea sitchensis</i>	sitkagran	SE	100*	Silda/Kvalheim
<i>Pinus mugo</i>	bergfuru	SE	2	Silda/Kvalheim
<i>Ribes uva-crispa</i>	stikkelsbær	PH	1	Silda
<i>Symphoricarpos albus</i>	snøbær	HI	1	Silda
<i>Taxus ×media</i>	hybridbarlind	SE	1	Silda
<i>Vinca minor</i>	gravmyrt	SE	2	Silda

*I artskart er det lagt inn flere polygoner så tallet er ikke representativt for antall trær

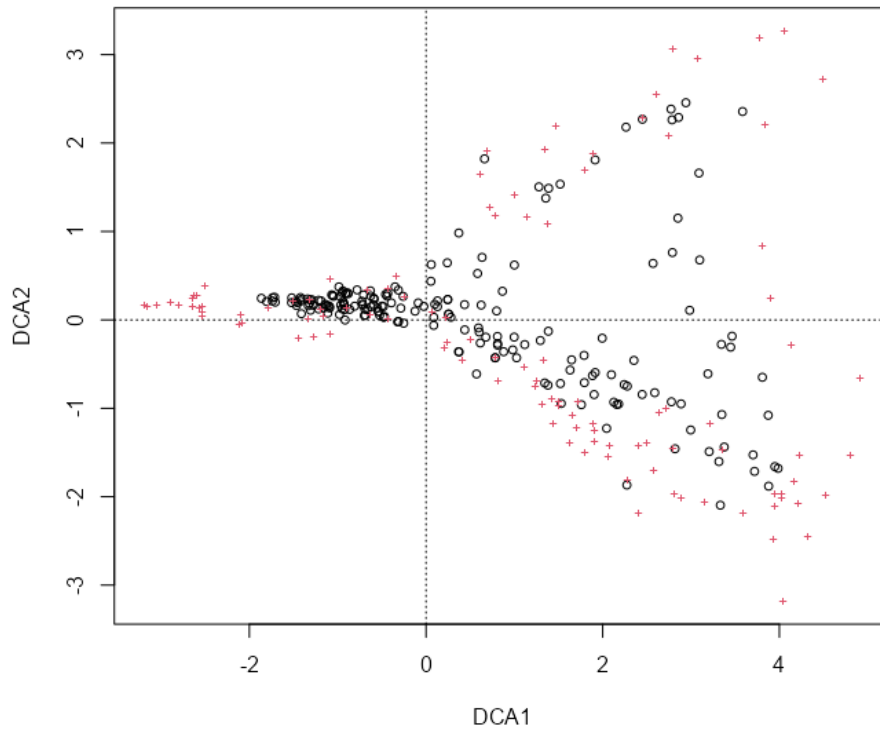


Vedlegg 2b: Tidligere registrerte fremmede arter på Kvalheim unntatt sitkagran, som står som en potensiell fare for spredning til de restaurerte områdene. Registeringene er hentet fra Artskart (Artsdatabanken, 2023). Hvilke arter som forekommer er vist i vedlegg 2a.



Vedlegg 2c: Tidligere registrerte fremmede arter på Silda unntatt sitkagran, som står som en potensiell fare for spredning til de restaurerte områdene. Registeringene er hentet fra Artskart (Artsdatabanken, 2023). Hvilke arter som forekommer er vist i vedlegg 2a.

Vedlegg 3



Vedlegg 3: tungeffekt i DCA plottet som medførte at analysene er basert på NMDS.

Vedlegg 4

Vedlegg 4a: Gjennomsnittsverdi av Shannon artsdiversitetsindeks for hvert område som er undersøkt.

Område	Shannon diversitetsindeks
Kontroll Kvalheim	2,44
Kontroll Silda	2,04
Randsone Silda	2,14
Restaurert i 2018 Silda	2,11
Restaurert i 2019 Silda	1,98
Restaurert i 2021 Silda	2,07
Restaurert i 2021 Kvalheim	1,62
Restaurert i 2022 Silda	1,64
Sitkagranplantasje	0,637

Vedlegg 4b: regresjonsanalyse av shannon-artsdiversitetsfunksjonen.

Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-1.165	-0.155	0.028	0.181	0.674
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr (> t)
(Intercept)	2.437	0.047	52.208	< 2e-16
Kontroll Silda	-0.394	0.066	-5.970	1.17e-08
S18	-0.322	0.081	-3.986	0.64e-05
S19	-4.61	0.081	-5.698	9.64e-08
K21	-0.814	0.082	-9.898	<2e-16
S21	-0.368	0.081	-4.553	9.53e-06
S22	-0.795	0.089	-8.891	5.09e-16
Randsone	-0.295	0.081	-3.649	0.000341
Sitkagranplantasje	-1.801	0.214	-8.417	9.88e-15
Residual standard error:		0.2952 on 187 degrees of freedom		
Multiple R-squared: 0.5003		Adjusted R-squared: 0.4789		
F-statistic: 23.4 on 8 and 187 DF,		p-value: < 2.2e-16		

Vedlegg 4c: Tukey's range test – shannon artsdiversitet, signifikante p-verdier er skrevet i rødt. Skog = sitkagranplantasje, S= Silda, K=Kvalheim. Tallet representerer året sitkagranplantasjen er fjernet.

	diff	lwr	upr	p adj
Kontroll_S-Kontroll_K	-0.394112431882707	-0.601301247668873	-0.18692361609654	4.17126186258443e-07
S18-Kontroll_K	-0.322243391608156	-0.575996831151961	-0.0684899520643518	0.00304505247944376
S19-Kontroll_K	-0.460700190503754	-0.714453630047558	-0.206946750959949	1.64948273650989e-06
K21-Kontroll_K	-0.814150658532902	-1.07231753223985	-0.555983784825951	5.18474152499948e-14
S21-Kontroll_K	-0.368082332448256	-0.621835771992061	-0.114328892904452	0.000321722890921694
S22-Kontroll_K	-0.794741016355582	-1.07527599909856	-0.514206033612605	6.68354260824344e-14
Randsone-Kontroll_K	-0.295059871989362	-0.548813311533167	-0.0413064324455577	0.0100909709992916
Skog-Kontroll_K	-1.80055226146016	-2.47192075682033	-1.12918376609999	4.09006162271908e-13
S18-Kontroll_S	0.0718690402745503	-0.181884399269254	0.325622479818355	0.993331480953113
S19-Kontroll_S	-0.066587758621047	-0.320341198164852	0.187165680922758	0.996038643978804
K21-Kontroll_S	-0.420038226650195	-0.678205100357145	-0.161871352943245	2.81031471103255e-05
S21-Kontroll_S	0.0260300994344504	-0.227723340109354	0.279783538978255	0.999996530741965
S22-Kontroll_S	-0.400628584472876	-0.681163567215853	-0.120093601729898	0.00043163191874318
Randsone-Kontroll_S	0.0990525598933445	-0.15470087965046	0.352805999437149	0.950036092479038
Skog-Kontroll_S	-1.40643982957745	-2.07780832493762	-0.735071334217281	1.69519207560143e-08
S19-S18	-0.138456798895597	-0.431466032152415	0.154552434361221	0.862157830580265
K21-S18	-0.491907266924745	-0.788746848808728	-0.195067685040763	1.81329862111168e-05
S21-S18	-0.0458389408400999	-0.338848174096918	0.247170292416718	0.999909528493619
S22-S18	-0.472497624747426	-0.788983768576883	-0.156011480917969	0.000182824735275644
Randsone-S18	0.0271835196187942	-0.265825713638024	0.320192752875612	0.999998422267042
Skog-S18	-1.478308869852	-2.16547643257278	-0.791141307131223	6.40667319196098e-09
K21-S19	-0.353450468029148	-0.65029004991313	-0.0566108861451655	0.00746098817427521
S21-S19	0.0926178580554975	-0.20039137520132	0.385627091312315	0.986238700361635
S22-S19	-0.334040825851829	-0.650526969681286	-0.0175546820223716	0.0299231244421448

Randsone-S19	0.165640318514392	-0.127368914742426	0.45864955177121	0.699051003262201
Skog-S19	-1.3398520709564	-2.02701963367718	-0.652684508235625	1.9244342852609e-07
S21-K21	0.446068326084645	0.149228744200663	0.742907907968628	0.000160180619593664
S22-K21	0.0194096421773193	-0.300625989956587	0.339445274311226	0.999999945169369
Randsone-K21	0.519090786543539	0.222251204659557	0.815930368427522	4.6212841561255e-06
Skog-K21	-0.986401602927256	-1.67521114543877	-0.29759206041574	0.000410006767057824
S22-S21	-0.426658683907326	-0.743144827736783	-0.110172540077869	0.00118965648334701
Randsone-S21	0.073022460458894	-0.219986772797924	0.366031693715712	0.997233510560525
Skog-S21	-1.4324699290119	-2.11963749173268	-0.745302366291123	2.02083775269202e-08
Randsone-S22	0.49968114436622	0.183195000536763	0.816167288195677	5.58789008678895e-05
Skog-S22	-1.00581124510458	-1.7033127345065	-0.308309755702648	0.000359875291639833
Skog-Randsone	-1.5054923894708	-2.19265995219158	-0.818324826750017	3.20992343816329e-09

Vedlegg 5

Vedlegg 5a: Tukey's range test fra mixed-modell analysen, signifikante p-verdier er skrevet i rødt.

Tiltak_aar	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
1 - 0	2.594798	0.166216	15.611	< 2e-16 ***
2 - 0	2.537582	0.214226	11.845	< 2e-16 ***
3 - 0	1.621414	0.225725	7.183	8.17e-12 ***
4 - 0	1.098081	0.166216	6.606	4.33e-10 ***
5 - 0	1.107615	0.220292	5.028	3.97e-06 ***
2 - 1	-0.057215	0.202145	-0.283	1.000000
3 - 1	-0.973384	0.236149	-4.122	0.000225 ***
4 - 1	-1.496717	0.183449	-8.159	5.77e-15 ***
5 - 1	-1.487183	0.236149	-6.298	2.72e-09 ***
3 - 2	-0.916169	0.255593	-3.584	0.001689 **
4 - 2	-1.439502	0.226306	-6.361	2.01e-09 ***
5 - 2	-1.429967	0.285177	-5.014	3.97e-06 ***
4 - 3	-0.523333	0.213107	-2.456	0.056239
5 - 3	-0.513799	0.297406	-1.728	0.252178
5 - 4	0.009534	0.213107	0.045	1.000000

Vedlegg 6

Resultater for diagnostiske arter

Vedlegg 6a: regresjonsanalyse av diagnostiske arter

Residuals:				
Min	1Q	Median	3Q	Max
-4.4	-0.9412	-0.025	1.0588	5.4211
Coefficients:				
	Estimate	Std. Error	t value	Pr (> t)
(Intercept)	5.400	0.400	13.497	< 2.22e-16
S19	-2.458	0.590	-4.166	4.786e-05
K21	-0.821	0.573	-1.432	0.154
S21	-3.600	0.566	-6.363	1.562e-09

S22	-3.622	0.718	-5.044	1.1099e-06
Kontroll Kvalheim	5.625	0.490	11.480	<2.22e-16
Kontroll Silda	3.675	0.490	7.500	2.715e-12
Randsone	2.850	0.566	5.037	1.133e-06
Sitkagranplantasje	-4.400	0.833	-5.283	3.600e-07
Residual standard error:		1.789205 on 182 degrees of freedom		
Multiple R-squared: 0.7960613		Adjusted R-squared: 0.787097		
F-statistic: 88.80313 on 8 and 182 DF,		p-value: < 2.2204e-16		

Vedlegg 6b: Tukey's range test av regresjonsmodellen til de diagnostiske artene. Signifikante p-verdier er skrevet i rødt. Skog = sitkagranplantasje, S= Silda, K=Kvalheim. Tallet representerer året sitkagranplantasjen er fjernet.

	diff	lwr	upr	p adj
S19-S18	-2.45882352941178	-4.31185766732302	-0.60578939150054	0.00155025862808811
K21-S18	-0.821052631578942	-2.62059684733784	0.978491584179955	0.883857218083019
S21-S18	-3.6	-5.37632331754644	-1.82367668245355	5.59052879545163e-08
2022-2018	-3.62222222222223	-5.87690144707043	-1.36754299737403	3.82271839679538e-05
Kontroll Kvalheim-S18	5.625	4.08665888167012	7.16334111832987	4.2632564145606e-14
Kontroll Silda-S18	3.675	2.13665888167012	5.21334111832987	9.77048442152295e-11
Randsone-S18	2.85	1.07367668245355	4.62632331754645	3.93870713915057e-05
Skog-S18	-4.4	-7.0146771269754	-1.78532287302461	1.26419739749917e-05
K21-S19	1.63777089783284	-0.237534509901203	3.51307630556687	0.140807681879122
S21-S19	-1.14117647058822	-2.99421060849946	0.71185766732302	0.591569007059424
S22-S19	-1.16339869281045	-3.47899567734107	1.15219829172017	0.815907603343679
Kontroll Kvalheim-S19	8.08382352941177	6.45750732886846	9.71013972995509	1.73194791841524e-14
Kontroll Silda-S19	6.13382352941178	4.50750732886846	7.76013972995509	2.89768209427166e-14
Randsone-S19	5.30882352941178	3.45578939150054	7.16185766732301	1.13908882326541e-13
Skog-S19	-1.94117647058822	-4.6085623568322	0.726209415655747	0.356871498068782
S21-K21	-2.77894736842105	-4.57849158417995	-0.979403152662157	9.16667132769833e-05
S22-K21	-2.80116959064329	-5.07418812619775	-0.528151055088822	0.00470482180048304
Kontroll Kvalheim-K21	6.44605263157894	4.88095574884084	8.01114951431703	1.765254609154e-14
Kontroll Silda-K21	4.49605263157894	2.93095574884085	6.06114951431703	1.10245146345278e-13
Randsone-K21	3.67105263157894	1.87150841582004	5.47059684733784	4.47276532478114e-08
Skog-K21	-3.57894736842106	-6.20945517763593	-0.948439559206193	0.00102534158134271
S22-S21	-0.022222222222319	-2.27690144707043	2.23245700262597	1
Kontroll Kvalheim-S21	9.22499999999999	7.68665888167011	10.7633411183299	1.73194791841524e-14
Kontroll Silda-S21	7.27499999999999	5.73665888167012	8.81334111832987	1.73194791841524e-14
Randsone-S21	6.44999999999999	4.67367668245354	8.22632331754644	4.44089209850063e-14
Skog-S21	-0.800000000000005	-3.4146771269754	1.81467712697539	0.98882789866397
Kontroll Kvalheim-S22	9.24722222222222	7.17484501841803	11.3195994260264	1.73194791841524e-14
Kontroll Silda-S22	7.29722222222223	5.22484501841804	9.36959942602642	6.47260023356466e-14
Randsone-S22	6.47222222222222	4.21754299737403	8.72690144707042	1.11466391672366e-13
Skog-S22	-0.777777777777773	-3.73831664035519	2.18276108479964	0.995993362356997
Kontroll Silda-Kontroll Kvalheim	-1.95	-3.20605026341688	-0.693949736583119	8.17827848332842e-05
Randsone-Kontroll Kvalheim	-2.775	-4.31334111832988	-1.23665888167012	2.02398955173599e-06

Skog-Kontroll Kvalheim	-10.025	-12.4842082762982	-7.56579172370181	1.79856129989275e-14
Randsone-Kontroll Silda	-0.825000000000001	-2.36334111832988	0.713341118329875	0.755740254803624
Skog-Kontroll Silda	-8.075	-10.5342082762982	-5.61579172370181	9.48130463029884e-14
Skog-Randsone	-7.25	-9.86467712697539	-4.6353228730246	1.71640479607049e-13

Vedlegg 7



Vedlegg 7: A. Rute fra sitkagranplantasje. B. Området rundt S22 transektet. C. Området rundt S21 transektet. D. En av ruteanalysene i S19 transektet. E. Området rundt S18 transektet. F. Kontrolltransekt på Silda. G. En av ruteanalysene fra kontrolltransekt på Kvalheim.

Vedlegg 8

Vedlegg 8: Artistabell med registeret arter og hvilke transekter de forekommer.

		Kvalheim			Silda					
		2021	Plantasje	Kontroll	2018	2019	2021	2022	Kontroll	Randsone
Engkvein	<i>Agrostis capillaris</i>						x			
Fjellmarikåpe	<i>Alchemilla alpina</i>			x					x	
Hvitlyng	<i>Andromeda polifolia</i>			x						x
Hvitveis	<i>Anemone nemorosa</i>	x					x			
Kvann	<i>Angelica archangelica</i>						x			
Sløke	<i>Angelica sylvestris</i>				x	x				
Gulaks	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	x			x		x		x	x
Hundekjeks	<i>Anthriscus sylvestris</i>				x		x			
Rypebær	<i>Arctostaphylos alpina</i>			x						
Tangmelde	<i>Atriplex prostrata</i>							x		
Bjørk	<i>Betula pubescens</i>				x	x		x		x
Røsslyng	<i>Calluna vulgaris</i>	x		x	x	x		x	x	x
Blåklokke	<i>Campanula rotundifolia</i>						x	x		
Engkarse	<i>Cardamine pratensis</i>				x					
Saltstarr	<i>Carex ×vacillans</i>								x	
Stivstarr	<i>Carex bigelowii</i>	x		x						
Stjernestarr	<i>Carex echinata</i>									x
Slåttestarr	<i>Carex nigra</i> sups. <i>nigra</i>			x	x	x			x	x
Kornstarr	<i>Carex panicea</i>	x								x
Bråtestarr	<i>Carex pilulifera</i>				x		x			
Karve	<i>Carum carvi</i>							x		
Geitrams	<i>Chamaenerion angustifolium</i>				x	x	x			
Myrtistel	<i>Cirsium palustre</i>	x								
Palmemose	<i>Climacium dendroides</i>					x	x			
Skrubbær	<i>Cornus suecica</i>			x						
Bleikmarihånd	<i>Dactylorhiza maculata</i>			x						
Sølvbunke	<i>Deschampsia cespitosa</i>	x			x	x	x		x	x
Smyle	<i>Deschampsia flexuosa</i>	x		x	x	x	x	x	x	x
Sigdmose	<i>Dicranum*</i>	x								

Ormetelg	<i>Dryopteris filix-mas</i>				X	X				
Krekling	<i>Empetrum nigrum</i>			X	X	X			X	X
Krattmjølke	<i>Epilobium montanum</i>				X	X	X	X		
Torvmyrull	<i>Eriophorum vaginatum</i>			X						
Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>				X	X		X	X	
Geitesvingel	<i>Festuca vivipara</i>								X	
Vårkål	<i>Ficaria verna</i>							X		
Mjødurt	<i>Filipendula ulmaria</i>					X				
Vrangdå	<i>Galeopsis bifida</i>							X		
Kvassdå	<i>Galeopsis tetrahit</i>						X			
Klengemaure	<i>Galium aparine</i>						X			
Kystmaure	<i>Galium saxatile</i>								X	
Stankstorkenebb	<i>Geranium robertianum</i>							X		
Fugletelg	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	X								
Skogsvever	<i>Hieracium murorum</i>							X		
Englodnegress	<i>Holcus lanatus</i>				X	X	X	X		
Lusegress	<i>Huperzia selago</i>			X						
Etasjemose	<i>Hylocomium splendens</i>	X		X	X				X	X
Heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>			X						
Kystgrisøre	<i>Hypochaeris radicata</i>							X		
Sumpsiv	<i>Juncus bulbosus</i>								X	
Hengeaks	<i>Juncus conglomeratus</i>						X			
Knappsiv	<i>Juncus conglomeratus</i>							X		
Heisiv	<i>Juncus squarrosus</i>			X					X	
Einer	<i>Juniperus communis</i>	X		X					X	X
Skogkrekemose	<i>Lepidozia reptans</i>							X		X
Vivendel	<i>Lonicera periclymenum</i>				X					
Totannblonde	<i>Lophocolea bidentata</i>				X	X				
Bakkefrytle	<i>Luzula multiflora</i>	X								X
Hårfrytle	<i>Luzula pilosa</i>			X	X				X	X
Storfrytle	<i>Luzula sylvatica</i>			X	X				X	
Stri kråkefot	<i>Lycopodium annotinum</i>			X						
Stor marimjelle	<i>Melampyrum pratense</i>								X	
Rødsvingel	<i>Melica nutans</i>				X					

Blåtopp	<i>Molinia caerulea</i>	x			x	x				
Finnskjegg	<i>Nardus stricta</i>			x	x	x			x	x
Gjøkysyre	<i>Oxalis acetosella</i>	x					x	x	x	
Fjellsyre	<i>Oxyria digyna</i>								x	
Melkerot	<i>Peucedanum palustre</i>				x					
Sitkagran	<i>Picea sitchensis</i>	x			x	x	x	x		
Hårsveve	<i>Pilosella officinarum</i>							x		
Smalkjemoe	<i>Plantago lanceolata</i>				x					
Furumose	<i>Pleurozium schreberi</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x
Engrapp	<i>Poa pratensis</i>					x				
Sisselrot	<i>Polypodium vulgare</i>	x								
Storbjørnemose	<i>Polytrichum commune</i>			x		x	x			x
Einerbjørnemose	<i>Polytrichum juniperinum</i>			x					x	x
Tepperot	<i>Potentilla erecta</i>	x		x	x	x		x	x	x
Kusymre	<i>Primula vulgaris</i>	x								
Einstape	<i>Pteridium aquilinum</i>	x				x				
Barkfrynse	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>		x							
Heigråmose	<i>Racomitrium lanuginosum</i>			x						
Bakkesoleie	<i>Ranunculus acris</i>					x	x	x		
Krypsoleie	<i>Ranunculus repens</i>						x			
Skogssoleie	<i>Ranunculus subborealis</i>	x								
Kystkransmose	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	x		x	x	x			x	x
Engkransmose	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	x		x	x	x	x			
Kjøtttype	<i>Rosa dumalis</i>				x					
Bringebær	<i>Rubus idaeus</i>				x		x			
Ugressløvetann*	<i>Ruderalia Kirschner</i>						x	x		
Engsyre	<i>Rumex acetosa</i>				x	x				
Småsyre	<i>Rumex acetosella</i>					x	x			
Høymol	<i>Rumex longifolius</i>					x	x	x		
Tunarve	<i>Sagina procumbens</i>				x					
Musøre	<i>Salix herbacea</i>			x						
Rødhyll	<i>Sambucus racemosa</i>						x			
Skogsivaks	<i>Scirpus sylvaticus</i>	x								
Kystbergknapp	<i>Sedum anglicum</i>				x					

Åkersvineblom	Senecio vulgaris						X	X		
Rød jonsokkblom	Silene dioica				X		X			
Skoggullris	Solidago virgaurea			X	X					
Stivdylle	Sonchus asper						X			
Rogn	Sorbus aucuparia	X			X	X	X	X	X	
Furutorvmose	Sphagnum capillifolium									X
Spriketormose	Sphagnum squarrosum									X
Vassarve	Stellaria media						X			
Blåknapp	Succisa pratensis				X					
Stor tujamose	Thuidium tamariscinum	X					X			
Bjørneskjegg	Trichophorum cespitosum			X					X	
Skogstjerne	Trientalis europaea	X	X	X	X		X		X	X
Hvitkløver	Trifolium repens						X			
Storhoggtann	Trilophozia quinqueidentata			X						
Blåbær	Vaccinium myrtillus	X		X	X	X		X	X	X
Blokkebær	Vaccinium uliginosum			X					X	X
Tyttebær	Vaccinium vitis-idaea	X		X					X	X
Vendelrot	Valeriana sambucifolia						X	X	X	
Legeveronika	Veronica officinalis	X					X	X	X	
Gjerdevikke	Vicia sepium			X	X					
Skogfiol	Viola riviniana	X								

*Ikke artsbestemt



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway