



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2025 45 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Fra aske til arts mangfold: Hvordan skogbrann påvirker vegetasjonssuksesjon i boreal furuskog i Sørøst-Norge

From Ashes to Biodiversity:

How Wildfire Affects Vegetation Succession in Boreal
Pine Forests in Southeastern Norway

Anna Amanda Thylén
Master i naturforvaltning

Forord

Denne masteroppgaven er del av et forskningsprosjekt på skogbrann i boreal furuskog i Sørøst-Norge. Prosjektet er et samarbeid mellom Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU), Universitetet i Sørøst-Norge (USN), Institutt for energiteknikk (IFE) og Dokkadeltaet Nasjonale Våtmarkssenter AS. Formålet med prosjektet er å øke kunnskapen om skogbrannøkologi og planlegging av naturvernbranding.

Jeg vil starte med å rette en stor takk til min hovedveileder Johan Asplund, som har gitt meg oppmuntrende og nyttige tilbakemeldinger gjennom hele prosessen. Videre vil jeg takke mine medveiledere Vilde Haukenes, som jeg hadde hyggelige dager med i felt, og Anders Gunnar Helle, som var initiativtaker av prosjektet. Veiledernes engasjement og innspill har gitt meg den nødvendige motivasjonen og innsikten til å løse masteroppgaven trygt i havn.

En særlig hilsen til de frivillige som har vært med meg i felt, fra to til fem dager, og bidratt med kunnskap og glød: Ida Aalvik, Vemund Opedal, Vilde Haukenes, Eirik Sortevik, Andrea Gisti Ganger og Allan Andreasson. Uten deres innsats hadde det ikke vært mulig å gjennomføre en så omfattende datainnsamling. Takk til pappa som rykket ut når vi hadde glemt feltpermen i skogen og til Universitetet for miljø- og biovitenskaps forskningsfond som finansierte feltarbeidet.

Masteroppgaven avslutter fem minnerike år som student ved NMBU. Takk til alle som har gjort tida i Ås så herlig. Til sist vil jeg takke familien og min kjære Allan Andreasson, som har vært med meg på nerdeturer i skogen og sørget for at jeg har holdt meg god og mett hele veien.

Ås, 15. mai 2025

Anna Amanda Thylén

Sammendrag

Skogbrann er en naturlig prosess som har formet boreale skoger i lang tid. I Norge har skogbrann særlig vært knyttet til tørkeutsatt furuskog, som typisk har brent med lav til middels alvorlighetsgrad og høyere frekvens enn granskog. Furu (*Pinus sylvestris*) er tilpasset skogbrann, med tykk bark og høy trekrone, og derfor overlever eldre furutrær ofte skogbrann. Skogbrann har positive effekter for rekruttering av furu og boreale løvtrær, artsmangfold og skogens motstandsdyktighet i møte med klimaendringer, ukontrollerbare skogbranner og regressiv suksesjon. Få studier har undersøkt effekter av skogbrann på vegetasjonssuksesjon i boreale produksjonsskoger over tid, særlig i Norge. Denne studiens mål er derfor å undersøke hvordan markvegetasjonen av karplanter, moser, laver og sopper i boreal furuskog i Sørøst-Norge utvikler seg med tid siden skogbrann, med tanke på (1) dekning, (2) artsrikdom, (3) artssammensetning og (4) enkeltarter. Studieområdet består av seks studielokaliteter med til sammen 15 prøveflater som brant for mellom ett og 19 år siden, og fem kontrollflater som ikke har brent i nyere tid, der vi har utført vegetasjonsanalyser, basert på «Carolina Vegetation Survey». Resultatene viste at total dekning og delvis total artsrikdom økte med tid siden skogbrann. Ulike funksjonelle artsgrupper og enkeltarter responderte imidlertid forskjellig. Dermed endret også artssammensetningen seg med tid siden skogbrann. For lyng og moser økte dekning og artsrikdom gradvis med tid siden skogbrann, mens dekning og artsrikdom av laver økte i rundt 15 år og avtok deretter. For graminider og trær var det ikke noe tydelig mønster med tid siden skogbrann. Flere pionerarter knyttet seg til kort tid siden skogbrann, mens arter typisk for seinere suksesjonsstadier knyttet seg til lenger tid siden skogbrann. På tvers av gradienten for tid siden skogbrann, viste også fuktighet seg som en sentral gradient for artssammensetningen, noe som stemmer overens med tidligere økologisk kunnskap om boreale skogøkosystemer. Andre forklaringer på hvordan vegetasjonssuksesjonen endret seg var mikrotopografi, uttørkingsfare, jordtekstur og produktivitet. For å konkludere, så har skogbrann vist seg som en sentral drivkraft for boreal markvegetasjon ved å gjenstarte skogens naturlige suksesjon og øke variasjonen i skogen. Ettersom flertallet av skogbranner slukkes i dag, kan naturvernbranding være en måte å oppnå de positive effektene av skogbrann uten fare for mennesker.

Abstract

Wildfire is a natural process that has shaped boreal forests for a long time. In Norway, wildfire has primarily been associated with drought-prone Scots pine forests, which typically have burned at low to moderate severity and with higher frequency than spruce forests. Scots pine (*Pinus sylvestris*) is adapted to fire, with thick bark and high crowns, which often allows older pine trees to survive fires. Wildfire has positive effects on the recruitment of pine and boreal deciduous trees, species diversity, and forest resilience in the face of climate change, uncontrollable wildfires, and retrogressive succession. Few studies have investigated the effects of wildfire on vegetation succession in boreal production forests over time, especially in Norway. The aim of this study is therefore to examine how the understory vegetation of vascular plants, mosses, lichens, and fungi in boreal Scots pine forests in southeastern Norway develops with time since fire, in terms of (1) cover, (2) species richness, (3) species composition, and (4) individual species. The study area consists of six study sites with a total of 15 burned plots, which burned between one and 19 years ago, and five unburned control plots, where vegetation surveys were conducted based on the Carolina Vegetation Survey. The results showed that total cover, and to some extent total species richness, increased with time since fire. However, different functional species groups and individual species responded differently. For heather and mosses, both cover and richness gradually increased over time since fire, whereas cover and richness of lichens increased for about 15 years and then declined. For graminoids and trees, no clear pattern was found. Consequently, species composition also changed with time since fire. Several pioneer species were associated with short time since fire, while species typical of later successional stages were associated with longer time since fire. Across the gradient of time since fire, moisture also emerged as a key gradient influencing species composition, consistent with previous ecological knowledge of boreal forest ecosystems. Other factors explaining changes in vegetation succession were microtopography, desiccation risk, soil texture, and productivity. In conclusion, wildfire appears to be a key driver of boreal ground vegetation by restarting natural forest succession and increasing variation in the forest. Since most wildfires today are extinguished, prescribed burning may serve as a way to achieve the positive effects of fire without posing risks to humans.

Innholdsfortegnelse

Forord	i
Sammendrag	ii
Abstract	iii
Innledning.....	1
Material & metode	5
Studieområde	5
Studiedesign.....	8
Datainnsamling	9
Dataanalyse.....	10
Resultat.....	13
Dekning	15
Artsrikdom.....	18
Artssammensetning	21
Indikatorarter	24
Diskusjon.....	25
Overordnede vegetasjonsmønster med tid siden skogbrann.....	25
Ulike responser mellom funksjonelle artsgrupper.....	28
Andre forklaringsvariabler	33
Konklusjon	35
Bibliografi	37
Vedlegg.....	42
Vedlegg 1	42
Vedlegg 2	44
Vedlegg 3	45
Vedlegg 4	46
Vedlegg 5	46
Vedlegg 6	46

1 Innledning

Skogbrann er en sentral naturlig prosess i boreale skogøkosystemer (Rowe & Scotter, 1973; Zackrisson, 1977). Forstyrrelsesregimer drevet av skogbrann har formet boreale skoger i lang tid (Groven & Niklasson, 2005; Niklasson & Granström, 2000; Storaunet et al., 2013).

Tidligere studier, basert på datering av trekull fra sedimenter og torv, viser at boreale skogøkosystemer i Finland brant med omtrent 200 til 500 års mellomrom før mennesker begynte å påvirke brannsyklusen (Pitkänen et al., 2002; Pitkänen et al., 2003). Den store forskjellen i skogbrannfrekvens skyldes hovedsakelig variasjon i landskap og naturtype. I tørkeutsatte furudominerte skoger har skogbrannfrekvensen vært høyere, mens den har vært lavere i friske grandominerte skoger. Tidligere estimater av skogbrannfrekvens ble basert på dendrokronologiske undersøkelser av perioden fra omtrent 1600- til 1900-tallet (Haapanen & Siitonen, 1978; Zackrisson, 1977), da mennesker i stor grad påvirket brannsyklusen, blant annet ved å drive svedjebruk, men også med aktiv brannbekjempelse mot slutten av perioden (Niklasson & Granström, 2000; Pitkänen et al., 2002; Pitkänen et al., 2003; Storaunet et al., 2013). I Fennoskandia har skogbranner med lav til middels alvorlighetsgrad vært utbredt, mens skogbranner med høy alvorlighetsgrad der hele skogbestand erstattes har vært sjeldne (Kuuluvainen, 2009). Dette står i kontrast til Nord-Amerika der skogbranner som erstatter hele skogbestand har vært vanlige (Payette, 1992). Alvorlighetsgraden øker ved at skogbrannen sprer seg til høyere vegetasjonssjikt, fra en løpebrann i undervegetasjonen til en toppbrann som beveger seg fra trekrone til trekrone, på grunn av vind og/eller vegetasjon i mellomstadiet.

I likhet med resten av Fennoskandia, er skogbrann særlig knyttet til furuskog i Norge. Ettersom furuskog er lysåpen og tørkeutsatt utgjør vegetasjonen lettantennelig brensel (Søgaard et al., 2020). Samtidig er egenskapene til furua (*Pinus sylvestris*) godt tilpasset brann, slik som tykk bark og høy trekrone (Fernandes et al., 2008), noe som gir et konkurransefortrinn og gjør at særlig eldre furutrær ofte overlever skogbrann (Angelstam & Kuuluvainen, 2004), i motsetning til gran (*Picea abies*) (Adámek et al., 2016; Zackrisson, 1977). Furutrær som overlever skogbrann kan regenerere kambiet opptil flere ganger, og opprettholder sin resistans mot patogene angrep (Zackrisson, 1977). Tidligere funn viser at tilveksten i furutrær økte 11-20 år etter skogbrann, sammenlignet med før og rett etter brann (Blanck et al., 2012). Under skogbrann merkes trærne ofte av brannlyrer og/eller brent ved (Brandrud et al., 2010), samtidig som det skapes store mengder død ved (Nygaard & Brean,

2014; Siitonen, 2001). For eksempel er dannelsen av sølvfargede kelotrær, altså døde furutrær som brytes ned svært langsomt, knyttet til skogbrann (Kuuluvainen et al., 2017). Brannspor utgjør viktige habitater for branntilpassede og spesialiserte vedboende arter (Brandrud et al., 2010). I tillegg er over 4000 ulike arter avhengige av død ved, ifølge finske estimerer (Siitonen, 2001).

Skogbrann påvirker vegetasjonen på ulike måter. Når trær dør skaper det økt lystilgang, noe som medfører mindre konkurranse om lys, samt økt foryngelse av boreale løvtrær og furu (Pérez-Izquierdo et al., 2023). Skogbrann frigjør næringsstoffer i jorden og skaper tomrom i skogen der suksesjonen starter på nytt. Tidligere funn viser at artssammensetningen før og rett etter skogbrann i boreal produksjonsskog var totalt forskjellig (Gustafsson et al., 2020). Åpningene gir rom for pionerarter som ofte blir utkonkurrert seinere i suksesjonen, slik som pestbråtemose (*Funaria hygrometrica*), ugrasvegmoser (*Ceratodon purpureus*) og einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*), samt følgearter som geitrams (*Chamaenerion angustifolium*), røsslyng (*Calluna vulgaris*), bråtestarr (*Carex pilulifera*), blåtopp (*Molinia caerulea*) og smyle (*Avenella flexuosa*) (Nygaard & Brean, 2014). Ifølge en svensk rapport finnes det mer enn 100 arter som er direkte avhengige av skogbrann, såkalt pyrofile arter (Forsslund et al., 2011), noe vi kan anta er tilfellet også i Norge. Antakelsen støttes av at rundt 40 arter på den norske rødlista er direkte knyttet til skogbrann (Storaunet & Gjerde, 2010). Frø av bråtestorkenebb (*Geranium bohemicum*) kan for eksempel ikke spire uten skogbrann (Risberg, 2015), mens andre arter kan kreve åpen brent jord. I et langtidsperspektiv forhindrer skogbrann dessuten akkumulasjon av organisk materiale. Mindre tilgjengelig brensel fører til branner med lavere intensitet og alvorlighetsgrad (Dodge, 1972; Kreider et al., 2024), og bidrar dermed til mer stabile skogøkosystemer.

Med varmere klima blir forskning på skogbrann stadig mer aktuelt. Ifølge flere studier vil det bli høyere frekvens, alvorlighetsgrad og utbredelse av skogbranner i framtida på grunn av klimaendringene (Burrell et al., 2022; Kelly et al., 2013). Samtidig påvirkes skogbrann i stor grad av det moderne industrielle skogbruket. Flere studier viser at skogbrann har høyere alvorlighetsgrad i og nær homogene produksjonsskoger (Levine et al., 2022; Zald & Dunn, 2018). Flere alvorlige branner kan ha negative konsekvenser for klimaet, siden skogbrann fører til karbonutslipp, særlig etter store branner (Cheng et al., 2023; Wardle et al., 2003). Den arktisk-boreale sonen med tundra og skog gikk fra å være et karbonsluk til å bli en karbonkilde, når CO₂-utslipp fra skogbrann ble medregnet (Virkkala et al., 2025). Samtidig

fører ufullstendig forbrenning av organisk materiale til dannelsen av svart karbon, som brytes ned svært langsomt og dermed bidrar til langvarig karbonlagring (Schmidt & Noack, 2000).

De siste 200 årene har skogbrann blitt undertrykt på grunn av økte tømmerpriser og andre menneskelige interesser (Groven & Niklasson, 2005; Storaunet et al., 2013). I dagens Norge er slukking av skogbrann den rådende forvaltningsstrategien (Landbruksdirektoratet, u.å.), og brannvern er lovpålagt (2002). Dette går på bekostning av de positive effektene skogbrann har for rekruttering av furu og boreale løvtrær, biologisk mangfold og skogens motstandsdyktighet i møte med klimaendringene. Naturvernrensning, eller kontrollert skogbrann, er en metode som kan gi de økologiske fordelene med skogbrann uten store ulemper for menneskelig infrastruktur og aktivitet. En svensk studie viser at naturvernrensning kan gjenstarte naturlig vegetasjonssuksessjon (Espinosa del Alba et al., 2021), i likhet med naturlige skogbranner. I tillegg kan naturvernrensning redusere karbonutslipp, sammenlignet med ukontrollerte branner (Cheng et al., 2023; Søgaard et al., 2020). I Sverige har naturvernrensning vært utbredt, med kun få opphold, helt siden 1940-tallet (Nilsson, 2005). Fra 2015 til 2020 ble over 100 naturvernrensninger utført i Sverige som en del av et EU-prosjekt for å øke biologisk mangfold i boreale barskoger (Life Taiga, 2021). Det har blitt gjennomført svært få naturvernrensninger i Norge til nå (Statens vegvesen, 2021; Statskogredaksjonen, 2022). Det er derfor viktig å øke kunnskapen om norske boreale furuskoger før og etter kontrollert skogbrann, noe som kan gi verdifull innsikt i skogbrannøkologi og forvaltningsrelevant kunnskap om naturvernrensning i Norge.

Flere studier har sett på vegetasjonssuksessjon etter skogbrann i boreale skogøkosystemer (Azeria et al., 2011; Buness et al., 2025; Jorgensen et al., 2023; Pérez-Izquierdo et al., 2023). Det er imidlertid få studier som har undersøkt effekter av skogbrann på vegetasjon i boreale produksjonsskoger (Pérez-Izquierdo et al., 2023), særlig på lang sikt. Det er heller ingen lignende studier av norske forhold, så vidt jeg vet. Denne studiens mål er derfor å undersøke effekter av skogbrann på vegetasjonsutviklingen av karplanter, moser, laver og sopper i boreal furuskog i Sørøst-Norge over tid. Det ble utført vegetasjonsanalyser på 15 prøveflater som brant for mellom ett og 19 år siden, samt fem kontrollflater som ikke har brent i nyere tid, for å studere effekter av tid siden skogbrann på (1) dekning, (2) artsrikdom, (3) artssammensetning og (4) enkeltarter. Prøveflatene inkluderer både produksjonsskog og naturskog. Økt kunnskap om hvordan skogbrann påvirker regenerasjon av arter med økonomisk betydning, slik som reinlaver, bærlyng og furu, og hvordan ulike stadier av

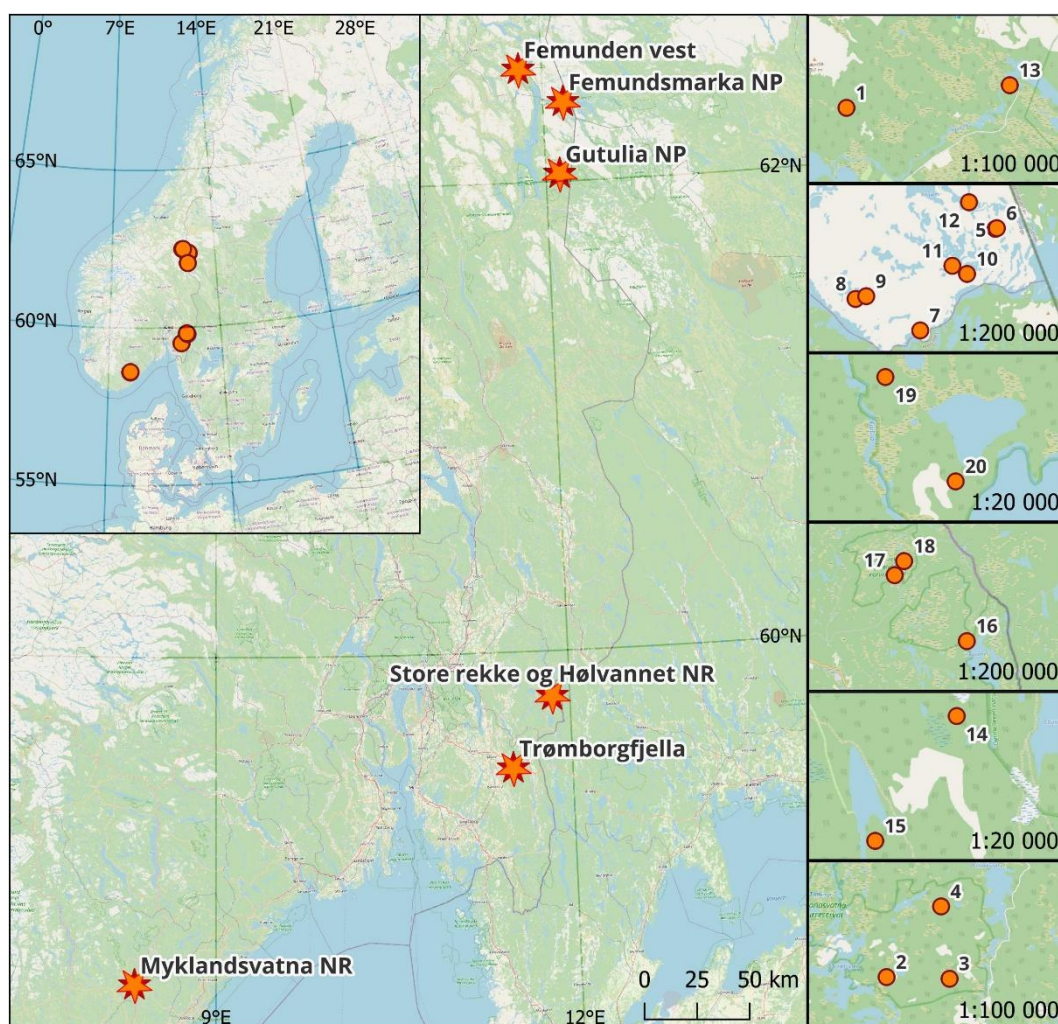
brannsuksesjon påvirker artssammensetningen, er viktige bidrag til en kunnskapsbasert forvaltning av norsk boreal furuskog.

For å svare på hvordan skogbrann påvirker vegetasjonen, skal denne studien teste følgende hypoteser: (i) dekning øker med tid siden skogbrann, men ulike funksjonelle artsgrupper responderer forskjellig, (ii) artsrikdom øker også med tid siden skogbrann, men med forskjeller mellom ulike funksjonelle artsgrupper, og (iii) derfor endrer artssammensetning seg med tid siden skogbrann. For eksempel forventer jeg at pionerarter som ugrasvegmoser, geitrams og røsslyng knytter seg til de første årene etter skogbrann, mens saktevoksende og/eller større arter som reinlaver og furu øker med tid siden skogbrann. Samtidig forventer jeg foryngelse av furu og boreale løvtrær raskt etter skogbrann. I tillegg er jeg interessert i andre variabler som kan forklare endring i dekning, artsrikdom og/eller artssammensetning. Denne studien skal ikke undersøke hvordan skogens alder påvirker vegetasjonssuksesjonen. Studien skal heller ikke se på forskjeller mellom flerårige og ettårige arter, eller mellom lignoser, altså vedaktige karplanter som trær og busker, og ikke-lignoser.

2 Material & metode

Studieområde

Feltstudien ble utført på seks studielokaliteter bestående av til sammen 20 prøveflater med boreal furuskog i Sørøst-Norge. Studieområdet inkluderer to prøveflater vest for Femunden (Røros), åtte prøveflater i Femundsmarka nasjonalpark (Røros), to prøveflater i Gutulia nasjonalpark (Engerdal), tre prøveflater i Store rekke og Hølvannet naturreservat (Aurskog-Høland), to prøveflater i Trømborgfjella (Indre Østfold) og tre prøveflater i Myklandsvatna naturreservat (Froland) (Figur 1; Tabell 1;). I studien benyttes romlig substitusjon for tid (*space-for-time substitution*), med 15 prøveflater som brant for mellom ett og 19 år siden og fem kontrollflater som ikke har brent i nyere tid.



Figur 1: Kart over studieområdet med geografisk plassering i Fennoskandia, navn på studielokalitetene og nummererte prøveflater. Panelet til høyre viser forstørrede kart for studielokalitetene sortert etter breddegrad.

Tabell 1: Liste med alle prøveflater og deres geografiske studielokalitet, tid siden forrige brann (TSFB) ved kartlegging (antall år), tidspunkt for kartlegging (år; vekstsesong), geografisk posisjon (desimalgrader; breddegrad og lengdegrad; °N og °Ø), høyde over havet (meter; m), tetraterm eller gjennomsnittlig sommertemperatur (°C; juni, juli, august og september) og gjennomsnittlig årlig nedbør (millimeter; mm). NR står for naturreservat, mens NP står for nasjonalpark.

Nr.	Prøveflate	Studielokalitet	TSFB	Kartlagt	Breddegrad	Lengdegrad	Høyde	Tetraterm	Nedbør
1	2005	Femunden vest	19 år	2024	62.483633 °N	11.787500 °Ø	700 m	10,7 °C	648 mm
2	2008a	Myklandsvatna NR	16 år	2024	58.598870 °N	8.3125300 °Ø	262 m	14,9 °C	1294 mm
3	2008b	Myklandsvatna NR	16 år	2024	58.598690 °N	8.3329200 °Ø	195 m	14,6 °C	1282 mm
4	2008c	Myklandsvatna NR	16 år	2024	58.610900 °N	8.3299400 °Ø	270 m	14,4 °C	1279 mm
5	2009a	Femundsmarka NP	15 år	2024	62.349350 °N	12.219350 °Ø	771 m	10,6 °C	702 mm
6	2009b	Femundsmarka NP	15 år	2024	62.349550 °N	12.220417 °Ø	773 m	10,6 °C	702 mm
7	2009d	Femundsmarka NP	14 år	2023	62.316350 °N	12.161217 °Ø	742 m	10,8 °C	694 mm
8	2013a	Femundsmarka NP	10 år	2023	62.328017 °N	12.115417 °Ø	769 m	10,8 °C	682 mm
9	2013b	Femundsmarka NP	10 år	2023	62.328783 °N	12.123267 °Ø	758 m	10,8 °C	682 mm
10	2021a	Femundsmarka NP	2 år	2023	62.334633 °N	12.197167 °Ø	774 m	10,7 °C	686 mm
11	2021b	Femundsmarka NP	2 år	2023	62.337617 °N	12.186817 °Ø	772 m	10,7 °C	686 mm
12	2021c	Femundsmarka NP	2 år	2023	62.358767 °N	12.201133 °Ø	772 m	10,7 °C	710 mm
13	2022	Femunden vest	1 år	2023	62.486250 °N	11.847367 °Ø	657 m	11 °C	661 mm
14	2023a	Trømborgfjella	1 år	2024	59.503600 °N	11.500110 °Ø	218 m	14,5 °C	1073 mm
15	2023b	Trømborgfjella	1 år	2024	59.499490 °N	11.494390 °Ø	198 m	14,7 °C	1071 mm
16	2025a	Store rekke og Hølvannet NR	Ukjent	2024	59.783520 °N	11.898300 °Ø	265 m	14,1 °C	972 mm
17	2025b	Store rekke og Hølvannet NR	Ukjent	2024	59.806820 °N	11.851900 °Ø	259 m	14,1 °C	958 mm
18	2025c	Store rekke og Hølvannet NR	Ukjent	2024	59.811440 °N	11.858650 °Ø	323 m	14,1 °C	958 mm
19	GutuN	Gutulia NP	Ukjent	2024	62.035183 °N	12.120867 °Ø	720 m	11,2 °C	798 mm
20	GutuS	Gutulia NP	Ukjent	2024	62.031550 °N	12.125550 °Ø	693 m	11,2 °C	798 mm

Femundsmarka har brent naturlig en rekke ganger siden 2005 (fra 18 til 944 dekar), som er den eldste brannen inkludert fra denne studielokaliteten (Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia, 2021). I Gutulia nasjonalpark har ingen skogbranner blitt påvist siden 1860. Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia (2020; 2021) har som strategi å la skogbranner løpe naturlig i nasjonalparkene, særlig i områder som avgrenses av mange naturlige barrierer, og gjennomføre naturvernbranding som skjøtselstiltak i områder der brennbart materiale har hopet seg opp. Det ble for eksempel gjennomført en kontrollert skogbrann vest for Femunden i 2022 (5 dekar) (Statskogredaksjonen, 2022), og skal gjennomføres en naturvernbranding i Gutulia nasjonalpark sommeren 2025 (Klima- og miljødepartementet, 2025; Valan, 2025). Fra 2025 til 2029 har Statsforvalteren i Oslo og Viken (2023) også planlagt flere kontrollerte skogbranner i Store rekke og Hølvannet naturreservat. Som eneste norske verneområde har aktiv naturvernbranding blitt inkludert som et skjøtselstiltak i verneforskriften (2023). Ifølge en rapport om brannhistorikken i naturreservatet har det brent regelmessig siden midten av 1500-tallet fram til rundt 1800, men etter 1830 har ingen brannspor blitt registrert (Rolstad & Storaunet, 2019). Trømborgfjella brant i 2023, og var den største naturlige skogbrannen i Norge dette året (900 dekar) (Solås et al., 2023). Skogbrannen i Myklandsvatna naturreservat i 2008 var den største i Norge på mer enn 100 år (26 000 dekar), og førte til at området fikk vernestatus i etterkant (Storaunet et al., 2008).

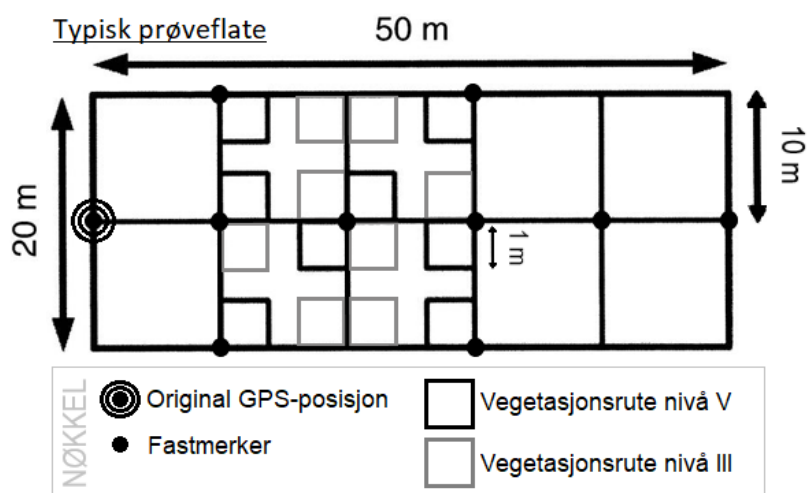
De tre sørligste studielokalitetene består hovedsakelig av naturtypen bærlyngskog (T4-C-5), med innslag av noe lyngskog (T4-C-9), mens studielokalitetene i Røros og Gutulia hovedsakelig består av lavskog (T4-C-13). Ifølge Natur i Norge (NiN2), som er beskrivelsessystemet for norsk natur, kjennetegnes bærlyngskog av «skyggefulle til halvåpne skoger med lyngdominans» (Bratli et al., 2022). Slik navnet tilsier blir bærlyngskog dominert av bærlyng, som tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og blåbær (*Vaccinium myrtillus*), og få andre arter i feltsjiktet, mens bunnsjiktet gjerne domineres av moser, og tresjiktet typisk består av en bartreblanding (Bratli et al., 2022). Lyngskog er mer tørkeutsatt enn bærlyngskog, men mindre tørkeutsatt enn lavskog, som kjennetegnes av åpen skog med lav- og lyngdominans. Lavskog blir som regel dominert av reinlaver (*Cladonia* spp.) i bunnsjiktet, mens feltsjiktet består av få tørketolerante arter som røsslyng (*Calluna vulgaris*), krekling (*Empetrum nigrum*) og tyttebær, og furu (*Pinus sylvestris*) dominerer i tresjiktet (Bratli et al., 2022). Til denne studien har vi valgt ut skogområder med hovedvekt av furu. I felt viste imidlertid enkelte

sørlige prøveflater seg å bestå av tilnærmet likevekt mellom furu og gran (*Picea abies*), mens en prøveflate vest for Femunden bestod av mer bjørk (*Betula pubescens*) enn furu.

Studieområdet inngår i to bioklimatiske soner og to bioklimatiske seksjoner, noe som uttrykker variasjon i humiditet og oseanitet på land. De tre sørligste studielokalitetene inngår i den sørboreale sonen, ofte med dominans av barskog og sterkt innslag av varmekrevende arter, mens studielokalitetene i Røros og Gutulia inngår i den nordboreale sonen, gjerne preget av fjellplanter, bjørkeskog og glissen saktevoksende barskog (Artsdatabanken, 2019; Moen, 1998). Studielokalitetene i Røros, Gutulia og Aurskog-Høland ligger i overgangsseksjonen, gjerne preget av bærlyng- og lyngskog, mens Trømborgfjella og Myklandsvatna naturreservat ligger i den svakt oseaniske seksjonen, med typisk boreal vegetasjon (Artsdatabanken, 2019; Moen, 1998).

Studiedesign

I hvert område etablerte vi en prøveflate på 20×50 meter (Figur 2). Denne ble plassert ved en forhåndsbestemt GPS-posisjon og i en himmelretning som minimerte kanteffekter, stup osv. Innenfor prøveflaten ble det deretter etablert mindre vegetasjonsruter basert på «Carolina Vegetation Survey» (CVS), og vegetasjonsanalyser ble utført på tre nivåer (nivå II, III og V). CVS er en omfattende beskrivelse av vegetasjon ved bruk av faste prøveflater med økende detaljgrad i mindre vegetasjonsruter (Peet et al., 1998; Peet et al., 2017). Hver prøveflate inkluderer ti store vegetasjonsruter på 10×10 meter og 16 små vegetasjonsruter på 1×1 meter. For å etablere permanente prøveflater ble det satt ned ti fastmerker, altså korte metallrør, på bestemte punkter i hver prøveflate (Figur 2).



Figur 2: Framstilling av en prøveflate basert på CVS-metoden med ti store vegetasjonsruter på 10×10 meter og 16 små vegetasjonsruter på 1×1 meter, samt nøkkel med tegnforklaring.

Datainnsamling

Feltarbeidet ble utført i løpet av to vekstsesonger, 10.-21.juli 2023 og 10.juni-19.juli 2024. I de ti store vegetasjonsrutene på 10×10 meter, dvs. hele prøveflaten, ble alle trær med diameter i brysthøyde (DBH) >10 cm stedfestet med GPS-posisjon (nivå II). For disse trærne registrerte vi dessuten DBH, levedyktighet, dekningsgrad av trekronen som var død (misfarging ble tolket som dødt organisk materiale), skadetype (inkludert type død ved) og skadeomfang, samt høyde for liggende døde trær. Alle trær med DBH <10 cm ble telt, fordelt på fire høydeklasser (10-50 cm, 50-100 cm, 100-137 cm, >137 cm). For busker og lyng estimerte vi dekningsgrad visuelt, fordelt på samme høydeklasser. Vi registrerte også enkelte miljøvariabler, som drenering, prosentandel under vann, helning og himmelretning på helning (Vedlegg 1).

I åtte av de små vegetasjonsrutene på 1×1 meter ble en enklere vegetasjonsanalyse utført (nivå III). Her ble arter av karplanter, laver, moser og sopper med minst fem prosent dekning identifisert og artsbestemt, og dekningsgrad for de ulike artene ble visuelt estimert.

Artsgruppene ble bestemt til ulikt taksonomisk nivå etter vanskelighetsgrad og kunnskapsnivå (Tabell 2). Vi estimerte også vegetasjonsdekning visuelt for tre-, busk-, felt- og bunnsjikt.

Dessuten registrerte vi flere miljøvariabler, som drenering, jordtekstur, helning, himmelretning på helning, topografisk posisjon og prosentandel under vann (Vedlegg 1).

Tabell 2: Artene ble enten bestemt til art, slekt eller høyere gruppe/takson basert på vanskelighetsgraden for nøyaktig artsbestemmelse per artsgruppe og kunnskapsnivået til de som utførte vegetasjonsanalysen. Fargekodene for vanskelighetsgrad tilsvarer lett (grønn), middels (oransje) og vanskelig (rød), mens fargekodene for kunnskapsnivå tilsvarer høyt (grønn), middels (oransje) og lavt (rød).

Artsgruppe	Vanskelighetsgrad	Kunnskapsnivå	Taksonomisk nivå
Karplanter			Art eller slekt
Laver			Art, slekt eller gruppe
Moser			Art, slekt eller gruppe
Sopper			Art, slekt eller gruppe

I de resterende åtte små vegetasjonsrutene på 1×1 meter ble det utført en mer nøyaktig vegetasjonsanalyse (nivå V). Her ble alle arter av karplanter, laver, moser og sopper identifisert og artsbestemt etter Tabell 2, inkludert arter med under fem prosent dekning, og dekningsgrad for artene ble estimert visuelt. Videre ble det visuelt estimert vegetasjonsdekning for tre-, busk-, felt- og bunnsjikt, samt dekning av underliggende materiale (jordoverflate) og dekning av organisk materiale (bunndekke). Vi registrerte også en rekke miljøvariabler, som drenering, jordtekstur, jorddybde, helning, himmelretning på

helning, topografisk posisjon, grad av homogenitet i vegetasjonen, type forstyrrelse, alvorlighetsgrad av forstyrrelse og prosentandel synlig forstyrret (Vedlegg 1).

Dataanalyse

De statistiske analysene ble utført med R versjon 4.4.2 i RStudio (Posit team, 2024; R Core Team, 2024). Under databehandlingen brukte vi pakkene *dplyr* og *tibble* til å organisere data (Müller & Wickham, 2023; Wickham et al., 2023), i tillegg til Excel. Basert på data fra nivå II, som har en større skala enn nivå III og V, ble forklaringsvariablene stammeantall, grunnflatesum og storskala helning inkludert i datasettene for både nivå III og V (Tabell 3). Stammeantall er definert som antall trær over 137 cm per hektar, etter høydeklassene fra CVS-metoden. Grunnflatesum er definert som summen av enkelttrærnes grunnflater, eller arealet av trærnes snittflater, målt i brysthøyde per hektar. For nivå III har vi utvidet datasettet ved å inkludere data fra nivå V, ettersom detaljgraden på dette nivået er høyere. Resultatene ble dermed basert på vegetasjonsanalyser av til sammen 320 vegetasjonsruter for nivå III (utvidet) og 160 vegetasjonsruter for nivå V.

Tabell 3: Liste med forklaringsvariabler og deres forkortelser (til videre bruk i figurer og tabeller), skala for datainnsamling (m; meter) og nivå for analyse (III (utvidet) og/eller V).

Forklaringsvariabel	Forkortelse	Skala	Nivå
Tid siden forrige brann	År siden	1×1 m	III og V
Alvorlighetsgrad av forstyrrelse	Alvorlighet	1×1 m	V
Drenering	Drenering	1×1 m	III og V
Jordtekstur	Jordtekstur	1×1 m	III og V
Dekning av grus og småstein	Grus stein	1×1 m	V
Småskala helning	Helning	1×1 m	III og V
Jorddybde	Jorddybde	1×1 m	V
Stammeantall	Stamme ant	10×10 m	III og V
Grunnflatesum	Grunnfl sum	10×10 m	III og V
Storskala helning	Helning_10	10×10 m	III og V

Vi har brukt pakkene *dplyr* og *tidyr* til å beregne artsrikdom, definert som antall ulike arter, fordelt etter funksjonelle artsgrupper og nivå (Wickham et al., 2023; Wickham et al., 2024). Artene ble delt inn i følgende funksjonelle artsgrupper: trær, busker, lyng, urter, graminider, laver, moser og sopper (Vedlegg 2). I tillegg ble én slimsopp inkludert som del av den funksjonelle artsgruppen sopper. Selv om slimsopper har ulik taksonomi og funksjon har de ikke blitt tilegnet en egen funksjonell artsgruppe, ettersom vegetasjonsanalysene i utgangspunktet ikke omfattet slimsopper. Pivot-funksjonen i Excel har blitt benyttet til å lage deskriptiv statistikk for dekning og artsrikdom gruppert etter funksjonelle artsgrupper.

For å teste hvilke forklaringsvariabler som best forklarte dekning og artsrikdom, brukte vi pakken *glmmTMB* til å lage en generalisert lineær blanda modell (*glmm*; *generalized linear mixed model*) per funksjonelle artsgruppe, både for nivå III (utvidet) og V (Brooks et al., 2017). Prøveflate nestet i studielokalitet ble angitt som tilfeldig effekt, for å ta hensyn til variasjon både mellom ulike geografiske studielokaliteter og mellom ulike prøveflater innenfor en geografisk studielokalitet. Ved å inkludere variasjon mellom prøveflater som tilfeldig effekt ble også tid siden forrige brann tatt hensyn til, ettersom prøveflatene brant i ulike år. Kun et utvalg av forklaringsvariabler ble analysert, med vekt på hovedeffekter (Tabell 3). De generaliserte lineære blanda modellene benyttet familien *Gaussian* og ble tilpasset ved hjelp av pakkene *DHARMA* og *performance*, basert på residualer og kollinearitet/korrelasjon (Hartig, 2024; Lüdecke et al., 2021). Hvis modellforutsetningene ikke var oppfylt, ble modellen transformert ved enten (1) logaritmisk transformasjon (*log*), (2) justering for overskudd av nullverdier, (3) kvadratrottransformasjon (*sqrt*) eller (4) generalisert *Poisson* (*genpois*). Enkelte modeller ble forkastet grunnet upassende residualer og mange nullverdier. Deretter brukte vi funksjonen *dredge* fra *MuMIn*-pakken til å velge hvilken modell, og dermed hvilke forklaringsvariabler, som forklarte responsvariabelen best (Bartón, 2024). Tid siden forrige brann ble alltid inkludert som forklaringsvariabel. Ved behov ble pakkene *DHARMA* og *performance* benyttet til ytterligere tilpasning av de utvalgte modellene. For å teste forklaringskraften til de utvalgte forklaringsvariablene brukte vi funksjonen *Anova* fra *car*-pakken til å utføre en analyse av modellavvik ved hjelp av Walds kikkvadrattester (Type II) (Fox & Weisberg, 2019). Ved signifikante p-verdier for forklaringsvariabelen tid siden forrige brann ble pakken *emmeans* brukt til å beregne og visualisere forskjeller, såkalt estimerte marginale gjennomsnitt (*estimated marginal means*), mellom gruppene (Lenth, 2024).

For å beskrive ulike gradienter og forklaringsvariabler knyttet til artssammensetningen har vi brukt pakken *vegan* til å gjennomføre en ordinasjonsanalyse, både for nivå III (utvidet) og V (Oksanen et al., 2024). Vi har brukt en ikke-metrisk flerdimensjonal skalering (NMDS; *non-metric multidimensional scaling*) som ordinasjonsmetode, basert på Bray-Curtis-distansematrisen, for å visualisere variasjon i artssammensetningen mellom vegetasjonsruter. Ordinasjonen ble utført med to dimensjoner ($k=2$). Kun marklevende arter av karplanter, moser og laver ble inkludert i analysen. Deretter har vi brukt pakkene *ggordiplots*, *ggvegan*, *ggpubr* og *viridis* til å visualisere ordinasjonen i sammenheng med forklaringsvariabelen tid

siden forrige brann, som er fargeskalert (Garnier et al., 2024; Kassambara, 2023; Quensen et al., 2024; Simpson & Oksanen, 2023).

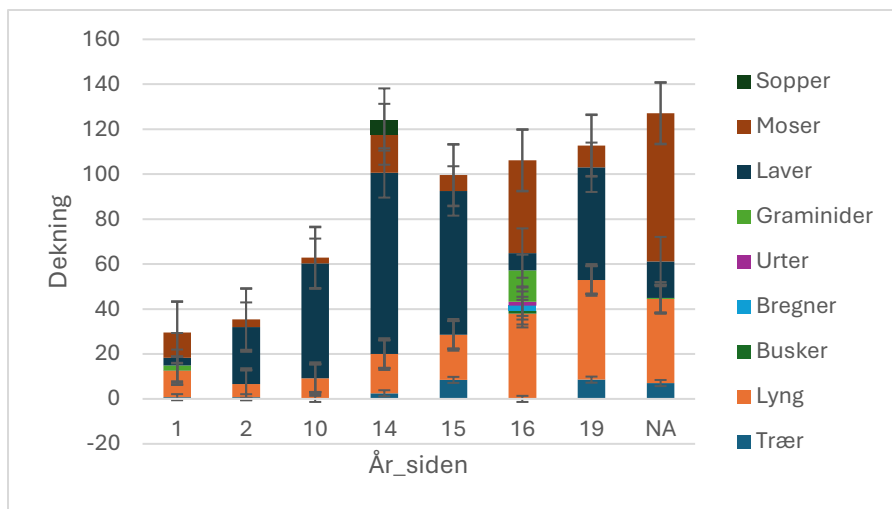
Vi har også utført en indikatorartanalyse for marklevende arter av karplanter, moser og laver, både for nivå III (utvidet) og V. En indikatorart er en art som kjennetegner særegne miljøforhold, for eksempel etter skogbrann. Ved å bruke pakken *indicspecies* har vi identifisert arter som i denne studien er tilknyttet ulik tid siden skogbrann (De Cáceres & Legendre, 2009). Kun arter med tilhørighet til én enkelt gruppe ble inkludert i resultatene.

Kunstig intelligens (KI), i form av samtalerobotene *Sikt KI-chat* og *ChatGPT*, har blitt benyttet til sparring, kodehjelp og databehandling i programvarene R, QGIS, Excel og Inkscape, i samsvar med NMBU sine retningslinjer (u.å.).

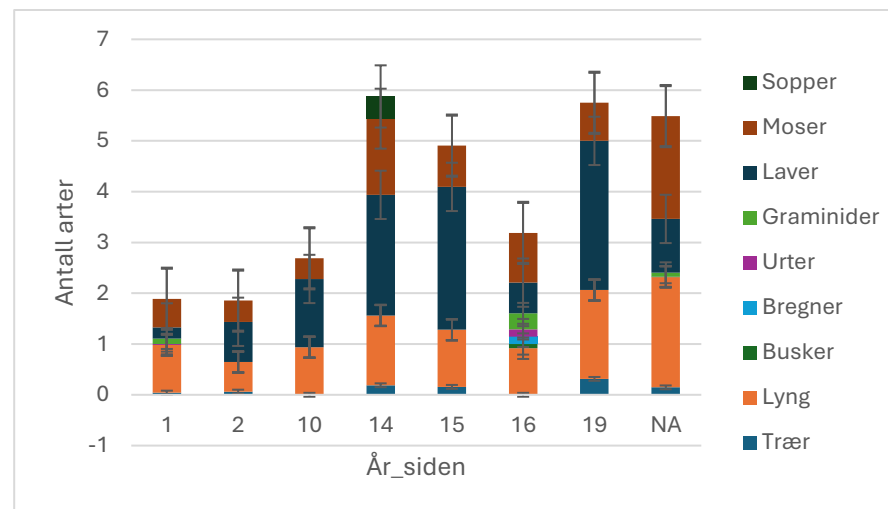
3 Resultat

I vegetasjonsanalysene har vi til sammen registrert 71 ulike arter for både nivå III (utvidet) og V, fordelt på ni funksjonelle artsgrupper (Vedlegg 2). Vi har identifisert tre arter av trær, syv lyngarter, to arter av busker, én bregne, seks urter, seks graminider, 22 laver, 20 moser og fire arter av sopper (inkludert én slimsopp). Av de identifiserte artene var 46 arter felles for begge nivåer, mens to arter var unike for nivå III (utvidet) og 23 arter var unike for nivå V. Begge nivåer hadde tilstedeværelse av arter fra alle de funksjonelle artsgruppene, men nivå V hadde generelt høyere total artsrikdom.

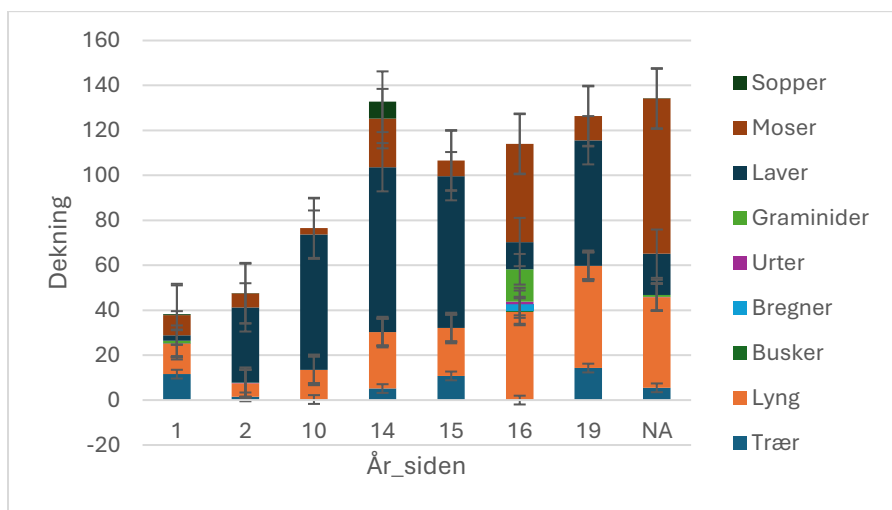
Dekning og artsrikdom, fordelt etter funksjonelle artsgrupper, varierte mellom de ulike prøveflatene, og med tid siden skogbrann (Figur 3-6). Både dekingen og artsrikdommen økte generelt med tid siden skogbrann. Prøveflatene ett, to og ti år etter skogbrann hadde hovedsakelig lavere deking og artsrikdom enn prøveflatene 14 eller flere år etter skogbrann. Skogen som brant for 16 år siden skilte seg imidlertid ut med lavere artsrikdom enn annen skog som brant for lang tid siden, men hadde til gjengjeld mer variasjon i tilstedeværelse av ulike funksjonelle artsgrupper. Det var både høyere deking og artsrikdom av busker, bregner, urter og graminider på prøveflatene som brant for 16 siden sammenlignet med andre prøveflater. Dekning av lyng økte også med tid siden skogbrann, mens artsrikdom av lyng syntes å holde seg ganske stabil fra 1 år etter skogbrann. Både deking og artsrikdom av laver økte med tid siden skogbrann, med unntak av 16 år etter skogbrann, men avtok i skog som ikke har brent i nyere tid. Særlig deking av moser, men også artsrikdom av moser, økte med tid siden skogbrann, og nådde et høydepunkt i skog som ikke har brent i nyere tid. Skogen som brant for 14 år siden skilte seg ut med høyest deking og artsrikdom av sopper.



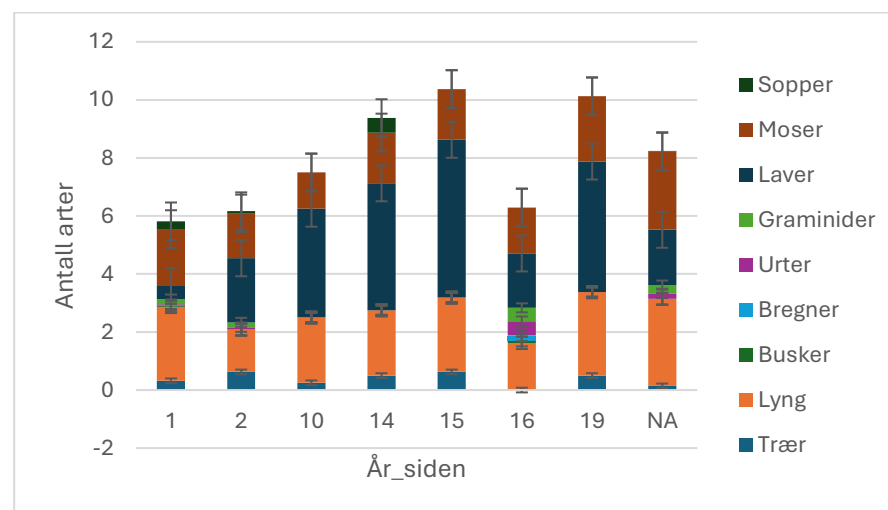
Figur 3: Gjennomsnittlig dekning for ulik tid siden forrige brann, gruppert etter funksjonell artsgruppe, for nivå III (utvidet). Feilfelt viser standardfeil.



Figur 5: Gjennomsnittlig artsrikdom for ulik tid siden forrige brann, gruppert etter funksjonell artsgruppe, for nivå III (utvidet). Feilfelt viser standardfeil.



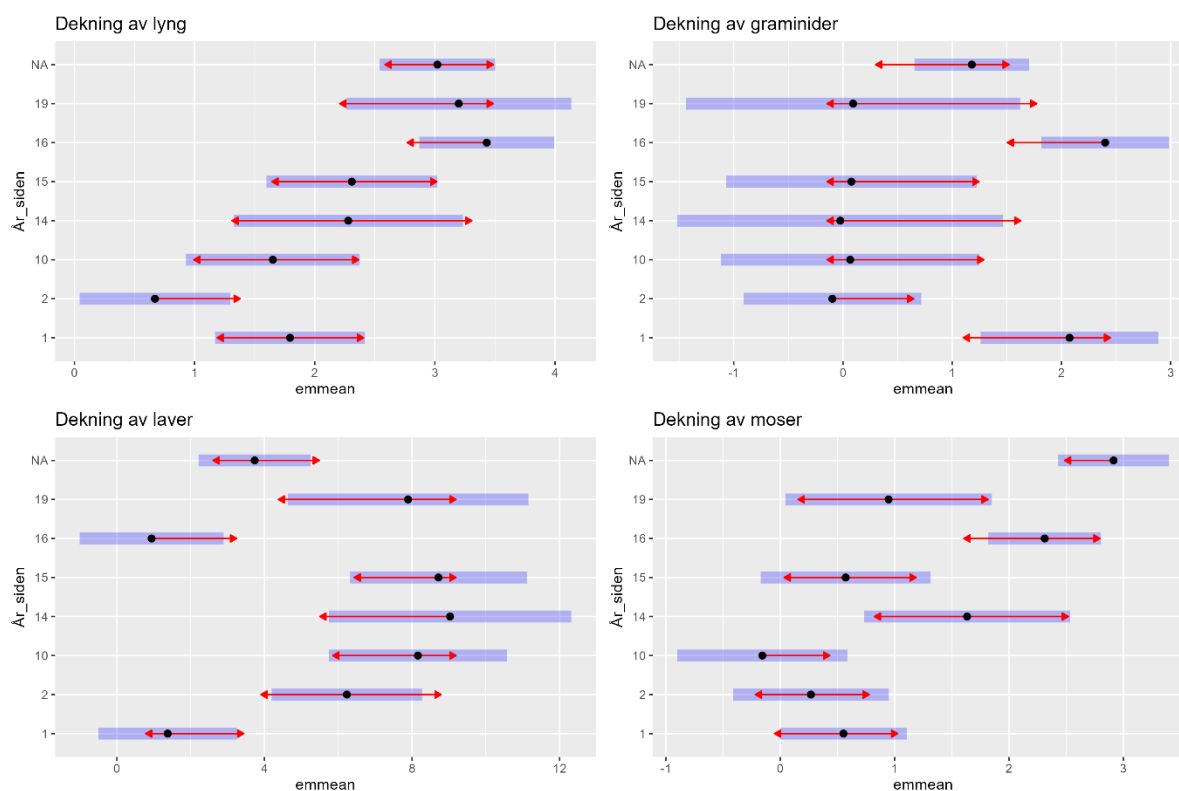
Figur 4: Gjennomsnittlig dekning for ulik tid siden forrige brann, gruppert etter funksjonell artsgruppe, for nivå V. Feilfelt viser standardfeil.



Figur 6: Gjennomsnittlig artsrikdom for ulik tid siden forrige brann, gruppert etter funksjonell artsgruppe, for nivå V. Feilfelt viser standardfeil.

Dekning

For nivå V, som inkluderte alle arter uansett dekningsgrad, ble særlig dekning av de funksjonelle artsgruppene lyng, graminider, laver og moser påvirket av tid siden forrige brann (Vedlegg 3). Dekningen av lyng økte gradvis med tid siden skogbrann (Figur 7). To år etter brann var dekningen av lyng signifikant lavere enn i skog som brant for 15 år siden eller lenger tilbake i tid. Skog som ikke har brent i nyere tid hadde høyere dekning av lyng enn skog som brant for ti år eller kortere tid siden. Dekningen av moser viste et lignende, men mindre entydig, mønster med tid siden skogbrann. Skog som brant for 16 år siden eller ikke har brent i nyere tid hadde høyere dekning av moser enn skog som brant for ti år eller kortere tid siden. 15 år etter skogbrann var dekning av moser også lavere enn 16 år eller ukjent tid etter skogbrann. For dekning av laver var det en økning med tid siden skogbrann, med unntak av 16 år etter brann, som deretter avtok i skog som brant for 19 år siden eller ikke har brent i nyere tid. Mønsteret var imidlertid ikke helt entydig, men skogen som brant for ett år siden hadde lavere dekning enn de andre gruppene, med unntak av skog som brant for 16 år siden eller ikke har brent i nyere tid. For dekning av graminider var det heller ikke noe entydig mønster med tid siden skogbrann, men skogen som brant for mellom to og 15 år siden hadde lavere dekning enn skog som brant for 16 år siden, med unntak av 14 år etter skogbrann. Dekningen av trær ble ikke signifikant påvirket av tid siden skogbrann. Modellene for dekning av de funksjonelle artsgruppene busker, urter og sopper ble forkastet på grunn av mange nullverdier og upassende residualer.



Figur 7: Estimerte marginale gjennomsnitt (emmean) for dekning av de funksjonelle artsgruppene lyng, graminider, laver og moser gruppert etter tid siden forrige brann for nivå V. Overlappende røde piler betyr at verdiene ikke er signifikant forskjellig ($\alpha=0.05$, med Tukey-justering).

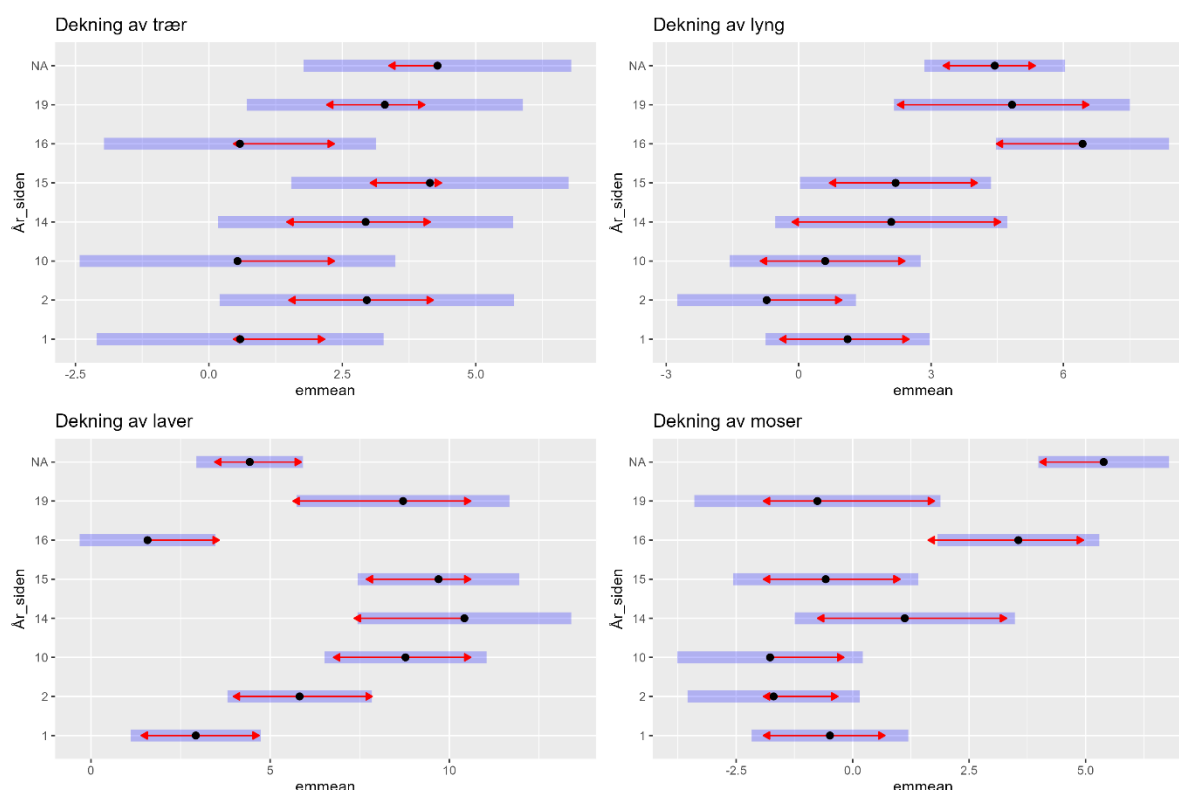
Det var flere forklaringsvariabler, i tillegg til tid siden skogbrann, som også påvirket dekning av de funksjonelle artsgruppene lyng, graminider, laver og moser for nivå V (Vedlegg 3).

Dekningen av både lyng og laver ble sterkt påvirket av drenering, men tid siden skogbrann hadde størst forklaringskraft for begge. Dekningen av graminider ble påvirket av småskala helning, jorddybde og grunnflatesum, men tid siden skogbrann hadde igjen størst forklaringskraft. For dekning av moser hadde jordtekstur sterk effekt og forklaringskraft, samtidig som tid siden skogbrann hadde tre ganger så stor forklaringskraft. For dekning av trær var det ingen av forklaringsvariablene som hadde signifikante effekter.

Forklaringsvariablene alvorlighetsgrad av forstyrrelse, dekning av grus og småstein og storskala helning ble ikke inkludert i noen av modellene for dekning på nivå V.

For nivå III (utvidet), som kun inkluderte arter med minst fem prosent dekning, ble særlig dekning av de funksjonelle artsgruppene trær, lyng, laver og moser påvirket av tid siden forrige brann (Vedlegg 4). I likhet med resultatene for nivå V, økte dekningen av lyng stort sett med tid siden skogbrann (Figur 8). To år etter skogbrann var dekningen av lyng signifikant lavere enn i skog som brant for 16 år siden eller lenger tilbake i tid. Skog som hadde brent for ti år siden eller kortere hadde også signifikant lavere dekning av lyng enn

skog som brant for 16 år siden eller lenger tilbake i tid, med unntak av 19 år etter skogbrann. I samsvar med resultatene for nivå V, viste dekning av moser et lignende, men mindre entydig, mønster med tid siden skogbrann. Skog som brant for 16 år siden eller ikke har brent i nyere tid hadde høyere dekning av moser enn skog som brant for 15 år eller kortere tid siden, med unntak av 14 år etter skogbrann. For dekning av laver var det en økning med tid siden skogbrann, med unntak av 16 år etter brann, som deretter avtok i skog som brant for 19 år siden eller ikke har brent i nyere tid, i likhet med resultatene for nivå V. Skogen som brant for ett år siden hadde lavere dekning enn skogen som brant for ti år siden eller lenger tilbake i tid, med unntak av 16 år siden eller ukjent tid siden brann. I motsetning til resultatene for nivå V, hadde tid siden skogbrann en signifikant effekt for dekning av trær, men ikke for dekning av graminider. For dekning av trær var det ikke noe entydig mønster med tid siden skogbrann. Skog som brant for 15 år siden eller ikke har brent i nyere tid hadde imidlertid høyere dekning av trær enn skog som brant for ti år eller kortere tid siden, med unntak av to år etter skogbrann. Modellene for de funksjonelle artsgruppene busker, urter og sopper ble, i likhet med resultatene for nivå V, forkastet på grunn av mange nullverdier og upassende residualer.

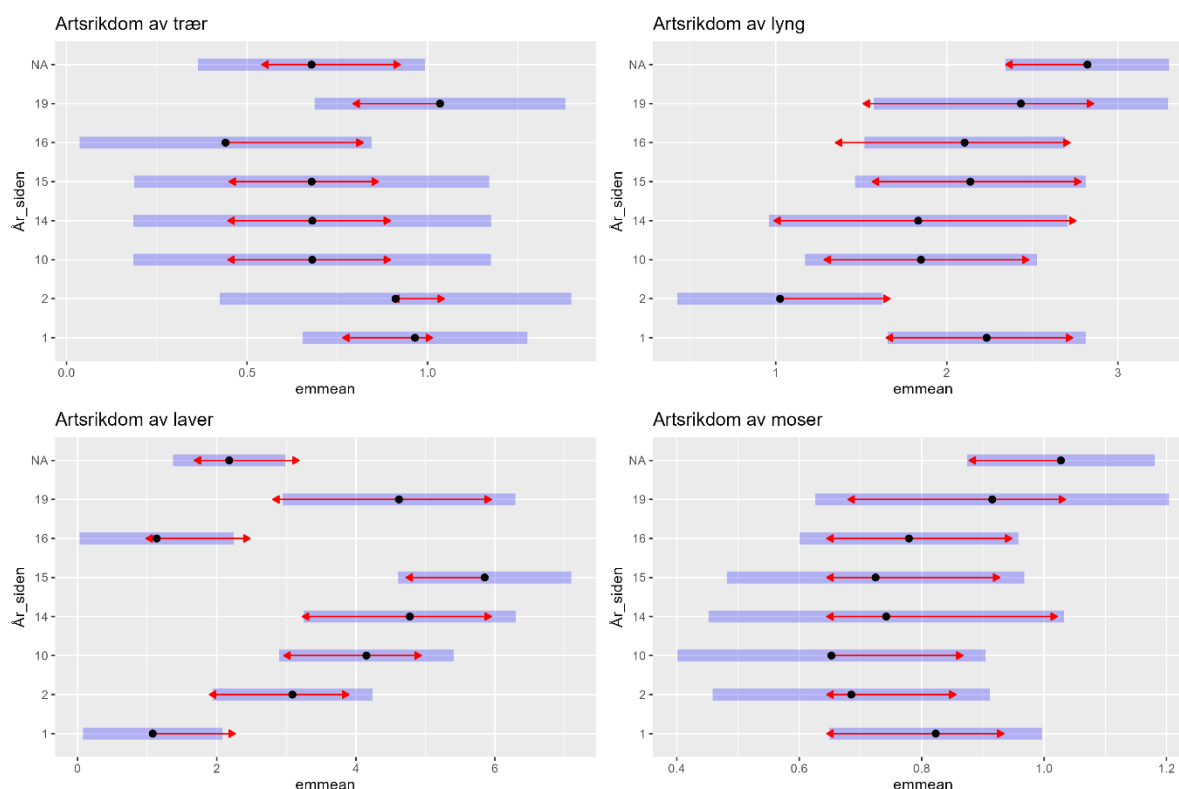


Figur 8: Estimerte marginale gjennomsnitt (emmean) for dekning av de funksjonelle artsgruppene trær, lyng, laver og moser gruppert etter tid siden forrige brann for nivå III (utvidet). Overlappende røde piler betyr at verdiene ikke er signifikant forskjellige ($\alpha=0.05$, med Tukey-justering).

Det var et par andre forklaringsvariabler som også påvirket dekning av de funksjonelle artsgruppene trær, lyng, laver og moser for nivå III (utvidet), i tillegg til tid siden skogbrann (Vedlegg 4). Dekningen av lyng ble, i likhet med resultatene for nivå V, sterkt påvirket av drenering, samt av jordtekstur. Drenering hadde imidlertid størst forklaringskraft for dekning av lyng, tett etterfulgt av tid siden skogbrann. Til forskjell fra resultatene for nivå V, ble dekningen av graminider signifikant påvirket av jordtekstur og ingen andre forklaringsvariabler. For dekningen av laver var det en stor effekt av drenering, i samsvar med resultatene for nivå V, samt av jordtekstur. Tid siden skogbrann hadde imidlertid størst forklaringskraft for dekningen av laver. I likhet med resultatene for nivå V, ble dekningen av moser påvirket av jordtekstur, men tid siden skogbrann hadde over fire ganger så stor forklaringskraft som jordtekstur. For dekning av trær var det kun tid siden skogbrann som hadde en signifikant effekt. Forklaringsvariablene grunnflatesum og storskala helning ble ikke inkludert i noen av modellene for dekning på nivå III (utvidet).

Artsrikdom

For nivå V ble særlig artsrikdom, definert som antall ulike arter, av de funksjonelle artsgruppene trær, lyng, laver og moser påvirket av tid siden skogbrann (Vedlegg 5). Antall arter av lyng økte gradvis med tid siden skogbrann, med unntak av gruppen ett år etter skogbrann (Figur 9). Skog som ikke har brent i nyere tid hadde høyere artsrikdom av lyng sammenlignet med to år etter skogbrann. For antall arter av laver var det en økning med tid siden skogbrann, med unntak av 16 år etter brann, som avtok i skog som brant for 19 år eller lenger tid siden. Skogen som brant for ett år siden hadde lavere artsrikdom av laver enn skog som brant for ti år siden eller lenger tilbake i tid, med unntak av skog som brant for 16 år siden eller ikke har brent i nyere tid. For antall arter av moser var det ikke noe entydig mønster med tid siden forrige brann, men skog som ikke har brent i nyere tid hadde høyere artsrikdom av moser enn gruppene to til ti år etter skogbrann. Det var heller ikke noe entydig mønster med tid siden forrige brann for antall arter av trær. To år etter forrige brann var det faktisk høyere artsrikdom av trær sammenlignet med gruppene ti til 15 år etter skogbrann. Den visuelle framstillingen viste en forskjell mellom to og 16 år etter skogbrann (Figur 9), men resultatet støttes ikke av den numerisk sammenligningen (estimat = 0.471, SE = 0.345, $p = 0.872$). Ifølge en advarsel i R, kan avviket mellom visuelt og numerisk resultat skyldes transformasjoner eller justeringer for forklaringsvariabler. Modellene for de funksjonelle artsgruppene busker, urter, graminider og sopper ble forkastet grunnet mange nullverdier og upassende residualer.

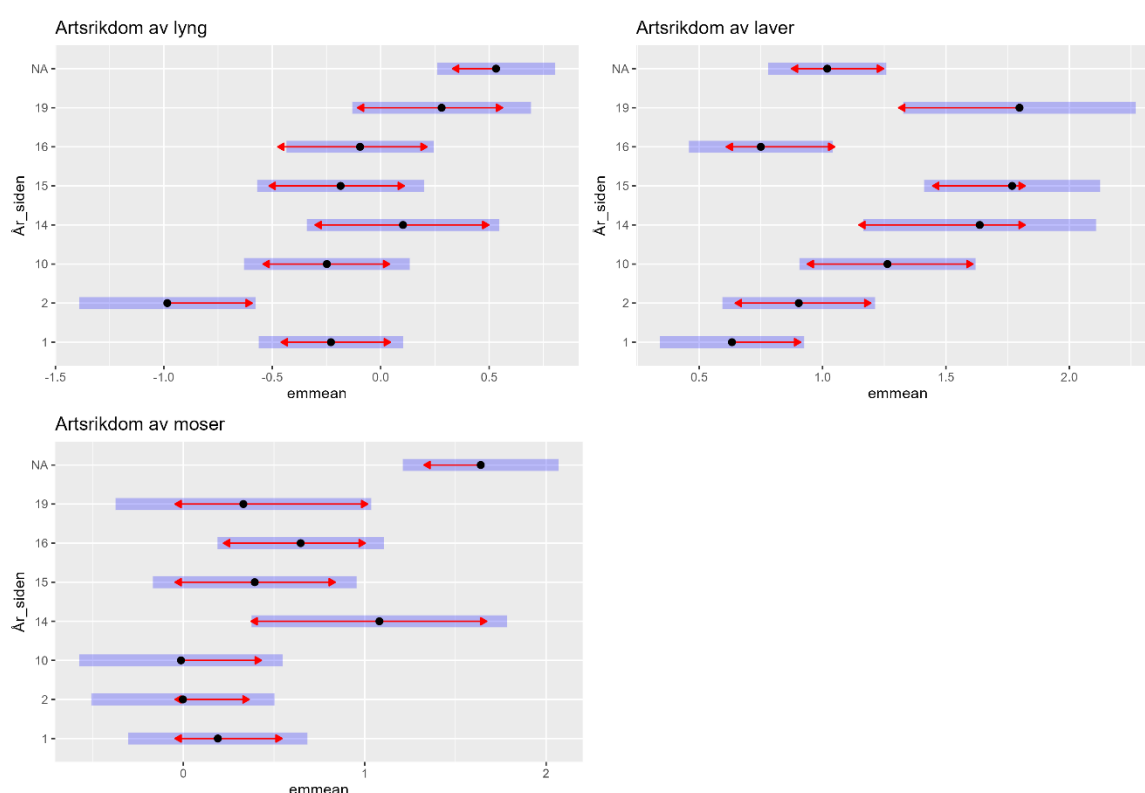


Figur 9: Estimerte marginale gjennomsnitt (emmean) for artsrikdom av de funksjonelle artsgruppene trær, lyng, laver og moser gruppert etter tid siden forrige brann for nivå V. Overlappende røde piler betyr at verdiene ikke er signifikant forskjellige ($\alpha=0.05$, med Tukey-justering).

Det var flere forklaringsvariabler som påvirket artsrikdom av de funksjonelle artsgruppene trær, lyng, laver og moser for nivå V, i tillegg til tid siden skogbrann (Vedlegg 5). Antall arter av både lyng og laver ble påvirket av drenering. For artsrikdom av lyng hadde tid siden skogbrann imidlertid størst forklaringskraft. For artsrikdom av laver hadde både drenering og tid siden skogbrann sterk og tilnærmet lik forklaringskraft. Antall arter av moser ble påvirket av jordtekstur og stammeantall. For artsrikdom av moser hadde jordtekstur størst forklaringskraft. For antall arter av trær var det kun tid siden skogbrann som hadde en signifikant effekt. Forklaringsvariablene dekning av grus og småstein, småskala helning og storskala helning ble ikke inkludert i noen av modellene for artsrikdom på nivå V.

For nivå III (utvidet) ble særlig artsrikdom av de funksjonelle artsgruppene lyng, laver og moser påvirket av tid siden skogbrann (Vedlegg 6). I likhet med resultatene for nivå V, økte antall arter av lyng gradvis med tid siden skogbrann, med unntak av ett år etter skogbrann (Figur 10). To år etter skogbrann var antallet arter av lyng lavere sammenlignet med de andre gruppene. Skog som ikke har brent i nyere tid hadde høyere artsrikdom av lyng sammenlignet med skog som brant for 16 år eller kortere tid siden, med unntak av 14 år etter skogbrann. For antall arter av laver var det en økning med tid siden skogbrann, med unntak av 16 år etter

brann, som så avtok i skog som ikke har brent i nyere tid, i samsvar med resultatene for nivå V. Skogen som brant for ett år siden hadde imidlertid lavere artsrikdom av laver enn skog som brant for ti år siden eller lenger tilbake i tid, med unntak av skogen som brant for 16 år siden eller ikke har brent i nyere tid. For antall arter av moser var det ikke noe entydig mønster med tid siden skogbrann, i likhet med resultatene for nivå V. Skog som ikke har brent i nyere tid hadde imidlertid høyere artsrikdom av moser enn skog som brant for 19 år eller kortere tid siden, med unntak av 14 år etter skogbrann. Modellene for de funksjonelle artsgruppene trær, busker, urter, graminider og sopper ble forkastet på grunn av mange nullverdier og upassende residualer.



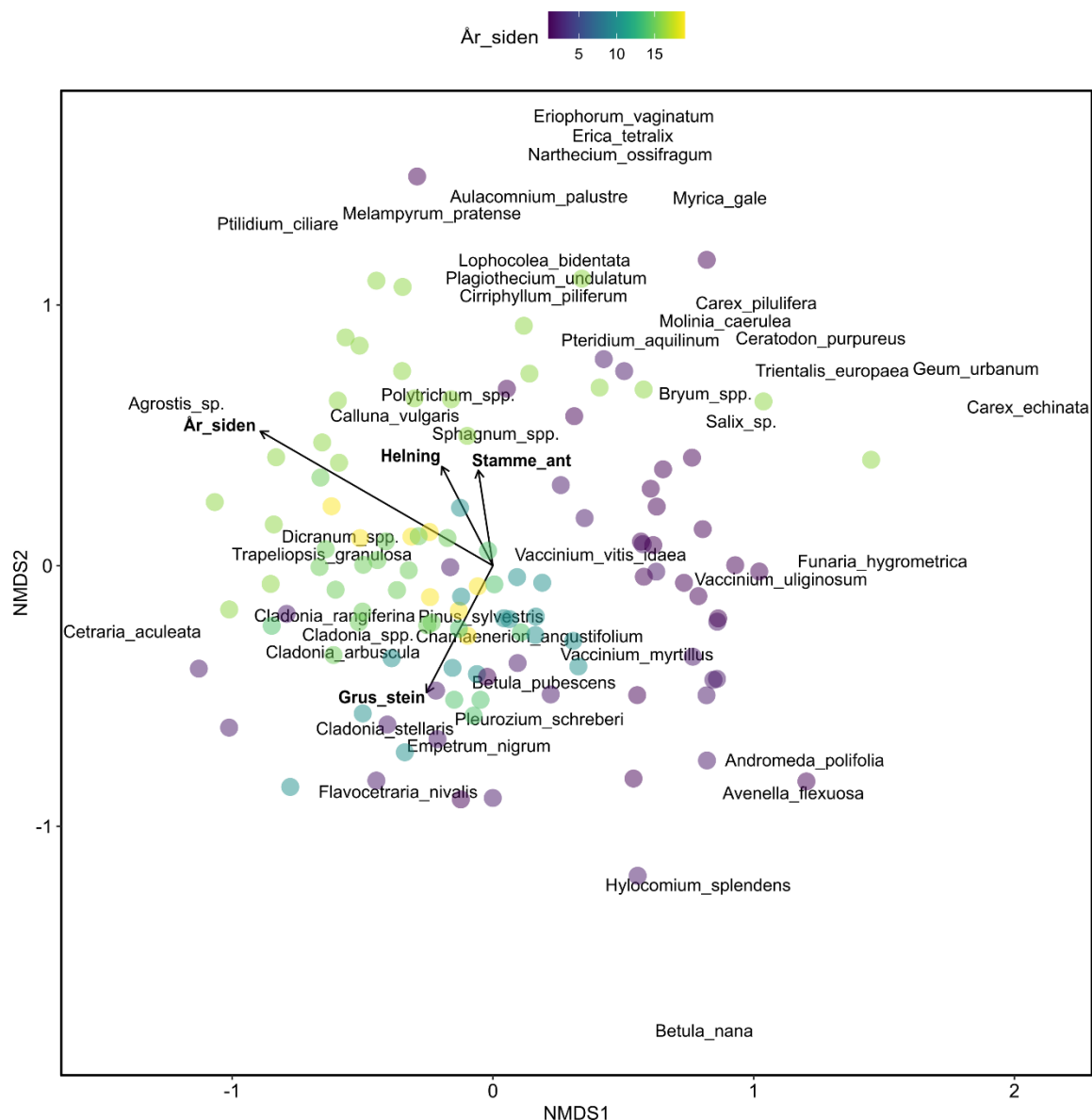
Figur 10: Estimerte marginale gjennomsnitt (emmean) for artsrikdom av de funksjonelle artsgruppene lyng, laver og moser gruppert etter tid siden forrige brann for nivå III (utvidet). Overlappende røde piler betyr at verdiene ikke er signifikant forskjellig ($\alpha=0.05$, med Tukey-justering).

Det var enkelte andre forklaringsvariabler som påvirket artsrikdom av de funksjonelle artsgruppene lyng, laver og moser for nivå III (utvidet), i tillegg til tid siden skogbrann (Vedlegg 6). Antall arter av lyng ble påvirket av drenering, i likhet med resultatene for nivå V, men tid siden skogbrann hadde over fire ganger så stor forklaringskraft. I kontrast til resultatene for nivå V, ble antall arter av laver påvirket av jordtekstur, men tid siden skogbrann hadde størst forklaringskraft. For antall arter av moser var det kun tid siden skogbrann som hadde en signifikant effekt, i motsetning til resultatene for nivå V, men

effekten var til gjengjeld svært sterk. Forklaringsvariablene småskala helning, stammeantall, grunnflatesum og storskala helning ble ikke inkludert i noen av modellene for artsrikdom på nivå III (utvidet).

Artssammensetning

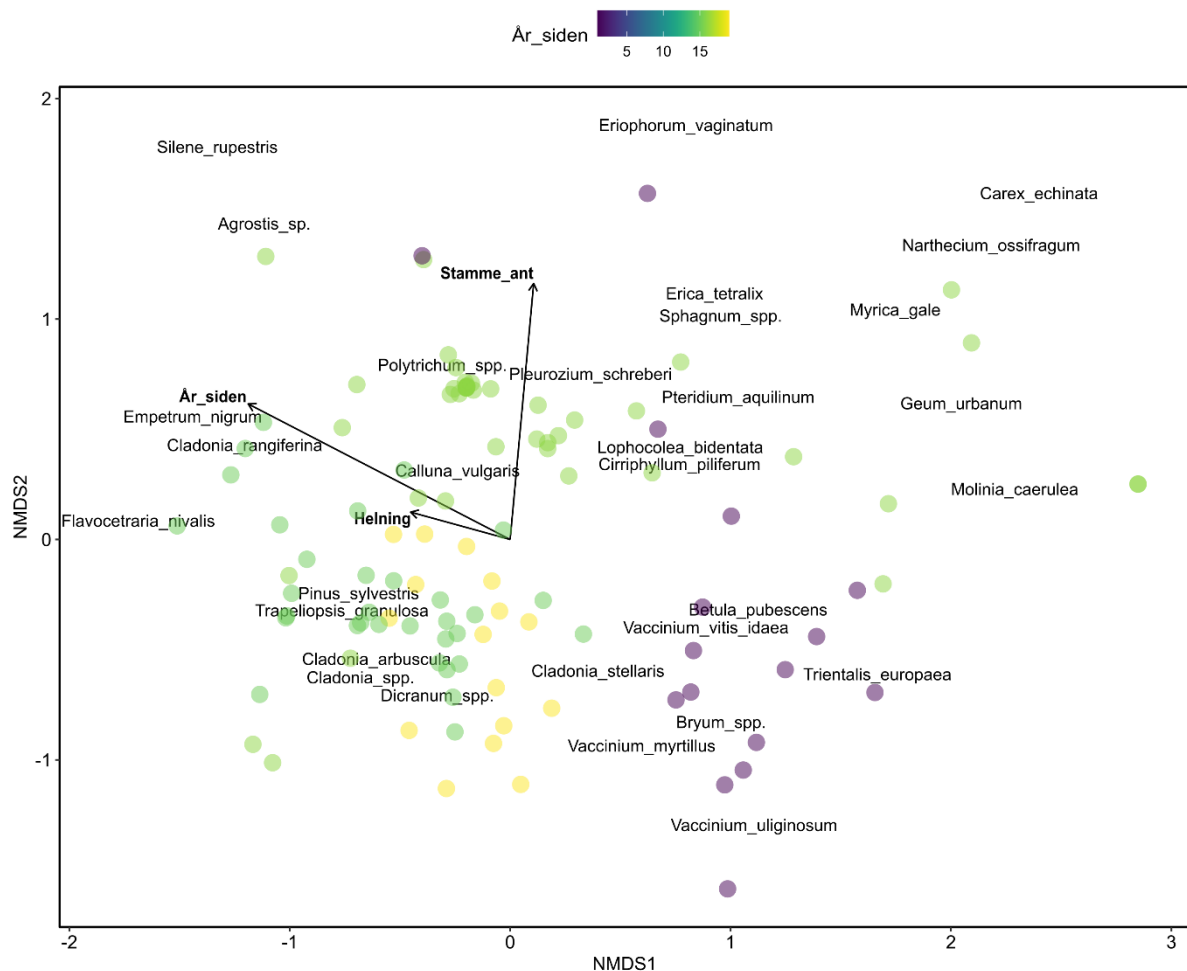
Ordinasjonsanalysen for nivå V, som inkluderte alle marklevende arter av karplanter, moser og laver, viste tydelig at artssammensetningen endret seg med tid siden skogbrann, fra nedre høyre hjørne til øvre venstre hjørne, både illustrert av fargeskaleringen og vektoren (Figur 11). De gule punktene som representer 19 år etter skogbrann plasserte seg imidlertid ikke helt øverst i venstre hjørne. Arter som dvergbjørk (*Betula nana*), smyle (*Avenella flexuosa*), pestbråtemose (*Funaria hygrometrica*) og kratthumbleblom (*Geum urbanum*) knyttet seg til de første årene etter skogbrann, mens arter som groptagg (*Cetraria aculeata*), bakkefrynse (*Ptilidium ciliare*), stormarimjelle (*Melampyrum pratense*), myrfiltmose (*Aulacomnium palustre*) og røsslyng (*Calluna vulgaris*) knyttet seg til tiden fra 14 til 19 år etter skogbrann. Gradienten for tid siden skogbrann samsvarte delvis med vektoren for småskala helning. Samtidig syntes artssammensetningen å endre seg med en fuktighetsgradient på tvers av gradienten for tid siden skogbrann. I nedre venstre hjørne var det en ansamling av arter med høy uttørkingstoleranse, inkludert flere arter i begerlavslekta (*Cladonia* spp.), krækling (*Empetrum nigrum*), furu (*Pinus sylvestris*) og lavararter som gulskinn (*Flavocetraria nivalis*) og groptagg. I øvre høyre hjørne var det derimot en ansamling av arter som trives i friske habitater, slik som torvull (*Eriophorum vaginatum*), rome (*Narthecium ossifragum*), pors (*Myrica gale*), blåtopp (*Molinia caerulea*), kratthumbleblom og stjernestarr (*Carex echinata*). Fuktighetsgradienten samsvarte med vektoren for dekning av grus og småstein, og til dels med vektoren for stammeantall, som imidlertid ikke var signifikant.



Figur 11: Ikke-metrisk flerdimensjonal skaleringsordinasjon (NMDS) for artssammensetning av marklevende karplanter, moser og laver for nivå V på de brente prøveflatene, gruppert etter tid siden forrige brann, og utvalgte forklaringsvariabler, inkludert dekning av grus og småstein, småskala helning og stammeantall. Ordinasjonsplottet viser vegetasjonsrutene som punkter, med tid siden forrige brann som fargeskala, og utvalgte forklaringsvariabler som vektorer. Med unntak av stammeantall ($p = 0.074$), er alle vektorer signifikante. *Cladonia* spp. viser til andre reinlaver, utenom de som er bestemt til art.

Ordinasjonsanalysen for nivå III (utvidet), som inkluderte marklevende arter av karplanter, moser og laver med minst fem prosent dekning, viste også tydelig at artssammensetningen endret seg med tid siden skogbrann, fra nedre høyre hjørne til øvre venstre hjørne, som illustrert av fargeskaleringen og vektoren (Figur 12). De gule punktene som representerer 19 år etter skogbrann plasserte seg imidlertid ikke helt øverst i venstre hjørne. Arter som blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), skogstjerne (*Trientalis europaea*), bjørk (*Betula pubescens*), blåtopp, kratthumbleblom og arter fra vrangmoseslekta (*Bryum* spp.) knyttet seg til de første årene etter

skogbrann, mens arter som gulskinn, grå reinlav (*Cladonia rangiferina*), krekling, småsmelle (*Silene rupestris*), furu og røsslyng knyttet seg til tiden fra 14 til 19 år etter skogbrann. Gradienten for tid siden skogbrann følges av vektoren for småskala helning. Også her syntes artssammensetningen å endre seg med en fuktighetsgradient på tvers av gradienten for tid siden skogbrann. I nedre venstre hjørne var det en ansamling av arter med høy uttørkingstoleranse, inkludert flere arter i begerlavslekta, jordbråtelav (*Trapeliopsis granulosa*), furu, gulskinn og krekling. I øvre høyre hjørne var det derimot en ansamling av arter som trives i friske habitater, slik som torvull, stjernestarr, rome, pors, torvmoser (*Sphagnum* spp.), einstape (*Pteridium aquilinum*), kratthumbleblom og blåtopp. Gradienten for fuktighet følges til en viss grad av vektoren for stammeantall, som ikke var signifikant.



Figur 12: Ikke-metrisk flerdimensjonal skaleringsordinasjon (NMDS) for artssammensetning av marklevende karplanter; moser og laver for nivå III (utvidet) på de brente prøveflatene, gruppert etter tid siden forrige brann, og utvalgte forklaringsvariabler, inkludert småskala helning og stammeantall. Ordinasjonsplottet viser vegetasjonsrutene som punkter, med tid siden forrige brann som fargeskala, og utvalgte forklaringsvariabler som vektorer. Med unntak av småskala helning ($p = 0.240$), er alle vektorer signifikante. *Cladonia* spp. viser til andre reinlaver, utenom de som er bestemt til art.

Indikatorarter

For nivå V var det syv enkeltarter som indikerte tid siden skogbrann, mens det for nivå III (utvidet) var åtte indikatorarter (Tabell 4). Det var kun én indikatorart for tiden rett etter skogbrann, nemlig ugrasvegmoser (*Ceratodon purpureus*) som indikerte ett år siden skogbrann. Indikatorarten krekling var knyttet til både 14 år siden skogbrann for nivå V, og ukjent tid siden skogbrann for nivå III (utvidet). Einstape indikerte 16 år siden skogbrann for både nivå V og III (utvidet). Indikatorartene furumose (*Pleurozium schreberi*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*) var begge knyttet til skog som ikke har brent i nyere tid for både nivå V og III (utvidet).

Tabell 4: Indikatorarter av marklevende karplanter, moser og laver for ulik tid siden forrige brann, med indikatorverdi og p-verdi. Kun arter med tilstedeværelse ≥ 3 ble inkludert.

Nivå	År_siden	Arter	Funksjonell artsgruppe	Indikatorverdi	p-verdi
V	1	<i>Ceratodon purpureus</i>	Moser	0.369	0.014
	14	<i>Empetrum nigrum</i>	Lyng	0.655	0.001
	16	<i>Molinia caerulea</i>	Graminider	0.571	0.001
		<i>Pteridium aquilinum</i>	Bregner	0.417	0.021
	Ukjent	<i>Pleurozium schreberi</i>	Moser	0.954	0.001
		<i>Hylocomium splendens</i>	Moser	0.451	0.013
		<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Moser	0.408	0.031
III	16	<i>Polytrichum spp.</i>	Moser	0.774	0.001
		<i>Pteridium aquilinum</i>	Bregner	0.394	0.003
		<i>Narthecium ossifragum</i>	Urter	0.258	0.050
	19	<i>Cladonia arbuscula</i>	Laver	0.761	0.001
	Ukjent	<i>Pleurozium schreberi</i>	Moser	0.978	0.001
		<i>Cladonia rangiferina</i>	Laver	0.538	0.001
		<i>Empetrum nigrum</i>	Lyng	0.472	0.005
		<i>Hylocomium splendens</i>	Moser	0.354	0.020

4 Diskusjon

Den første hypotesen om at dekning øker med tid siden skogbrann, men forskjellig mellom ulike funksjonelle grupper, støttes av mine funn. Total dekning økte gradvis med tid siden forrige brann, med et høydepunkt i skog som ikke har brent i nyere tid. Mine funn støtter bare delvis den andre hypotesen om at artsrikdom øker med tid siden skogbrann, men med forskjeller mellom ulike funksjonelle grupper. Total artsrikdom økte gradvis med tid siden forrige brann, med unntak av 16 år etter skogbrann, men avtok i skog som ikke har brent i nyere tid. De ulike funksjonelle artsgruppene responderte imidlertid forskjellig på tid siden skogbrann, både for dekning og artsrikdom. Den tredje hypotesen om at artssammensetning endrer seg med tid siden skogbrann, på grunn av ulike responser mellom funksjonelle artsgrupper, støttes også av mine funn. Artene knyttet til kort tid siden skogbrann skilte seg fra artene knyttet til lenger tid siden skogbrann.

Overordnede vegetasjonsmønster med tid siden skogbrann

Delvis i kontrast med mine funn for artsrikdom, har tidligere funn vist en gradvis økning i total artsrikdom med tid siden skogbrann (Sortevik, 2024). En studie fra den sibirske tundraen, fant et høydepunkt for artsrikdom av karplanter, laver og moser 28 år etter skogbrann, som deretter avtok i skog som brant for over 44 år siden (Heim et al., 2021). Det er imidlertid trolig at suksesjonen går langsommere på tundraen enn i boreal skog, siden det er kaldere klima. Buness et al. (2025) fant også at artsdiversiteten i undervegetasjonen økte med tid siden skogbrann, med et høydepunkt rundt 100 år etter brann, som deretter avtok, men begynte å øke noe igjen rundt 250 år etter brann. I samsvar med teorien om middels forstyrrelser, nådde artsrikdommen en topp der både pionerarter og arter knyttet til senere suksesjonsstadier kunne sameksistere, før den avtok igjen (Connell, 1978). Mine funn viste et lignende mønster, der total artsrikdom avtok i skog som ikke har brent i nyere tid.

Kontrollflatene i Gutulia nasjonalpark kan ha brent for så mye som 165 år siden, mens kontrollflatene i Store rekke og Hølvannet naturreservat kan ha brent 195 år siden, basert på historisk kunnskap og registrerte brannspor (Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia, 2020; Rolstad & Storaunet, 2019). Det er trolig at det egentlige høydepunktet for total artsrikdom befinner seg mellom 19 og 165 år siden skogbrann, men etablering av dette vil kreve videre studier av skog som har brent for middels lang tid siden.

Ordinasjonsanalysen viste at artssammensetningen endret seg langs en gradient for tid siden skogbrann. Dette støtter tidligere funn fra en kanadisk studie, som viste at tid siden skogbrann

forklarte mest av variasjonen i vegetasjonen (Jorgensen et al., 2023). Siden Nord-Amerika har et brannregime der hele skogbestand ofte erstattes under skogbrann, kan en kanadisk studie imidlertid ikke helt sammenlignes med denne studien fra Sørøst-Norge. Prøveflatene som brant for 19 år siden plasserte seg imidlertid ikke ytterst langs gradienten for tid siden skogbrann, noe som skaper en forstyrrelse i mønsteret. Ut ifra helheten var det likevel tydelig at mønsteret fulgte tid siden skogbrann. Vektoren for småskala helning samsvarte til dels med gradienten for tid siden skogbrann. Mikrotopografi kan påvirke brannens spredning og alvorlighetsgrad, og dermed skape en mosaikk av vegetasjon som har brent i ulike grader, lik en slags lokal tid-for-rom-substitusjon. For eksempel kan kuldegroper eller kildeframsprang fungere som brannrefugier, der arter kan overleve og dermed bidra til raskere revegetering etterpå. Stor helning kan ofte indikere steinete partier, som ikke tar så lett fyr, mens lite helning ofte kan indikere høyere akkumulasjon av organisk materiale, som utgjør lettantennelig brensel. Null helning kan imidlertid også indikere myrete partier, der høy fuktighet vil hemme brann. Studien har ikke undersøkt hvordan helningens himmelretning påvirker vegetasjonssuksessen.

På tvers av gradienten for tid siden skogbrann viste mine funn en gradient for fuktighet (tørt-friskt), fra arter med høy uttørkingstoleranse til arter som trives i friske habitater. Endringen av artssammensetningen med tid siden skogbrann forstyrres av fuktighetsgradienten, ettersom den går på tvers av dette mønsteret. Uttørkingsfare utgjør en økologisk hovedgradient i skog, ifølge NiN-systemet, som er med på å bestemme variasjonen i artssammensetningen (Artsdatabanken, u.å.). I skog kan uttørkingsfare variere fra «frisk mark med dypt jordsmonn og liten uttørkingsfare, til lavskog på koller med grunt jordsmonn eller veldrenert mark, der faren for uttørking er langt større» (Artsdatabanken, u.å.). I likhet med mine funn, fant en kanadisk studie at fuktighet forklarte en stor del av variasjonen i vegetasjonen (Jorgensen et al., 2023). Vektoren for dekning av grus og småstein samsvarte med fuktighetsgradienten, noe som gir mening, ettersom høyere dekning av grus og småstein vil tilsvare tørrere substrat og omvendt. I tillegg samsvarte vektoren for stammeantall delvis med gradienten for fuktighet. Det er naturlig å forvente høyere produktivitet på friskere mark, noe som vil medføre høyere stammeantall. Det er også mulig at friskere partier av prøveflatene kan fungere som brannrefugier der flere trær kan overleve skogbrann.

Skogen som brant for 16 år siden skilte seg ut ved flere tilfeller for både dekning og artsrikdom. Det var for eksempel høyere dekning av busker, bregner, graminider og urter 16 år etter skogbrann, sammenlignet med andre grupper. Total artsrikdom var dessuten lavere 16

år etter skogbrann sammenlignet med andre grupper lang tid etter skogbrann, samtidig som det var mer variasjon i tilstedeværelse av funksjonelle artsgrupper. Dette kan skyldes spesielle miljøforhold knyttet til prøveflatene som brant for 16 år siden. Ifølge notater fra felt, var det enkelte myrete og/eller steinete partier på alle prøveflatene som brant for 16 år siden. Arter knyttet til myrete og/eller steinete partier skiller seg fra typiske furuskogsarter, noe som kan forklare de avvikende resultatene for 16 år etter skogbrann. Dette støttes av at einstape var en indikatorart for 16 år etter skogbrann. Einstape er ikke en typisk art i furuskog, men trives i lysåpne områder. I tillegg var alle prøveflatene som brant for 16 år siden fra samme studielokalitet, Myklandsvatna naturreservat, som peker seg ut sin geografiske plassering langt sør-vest sammenlignet med de andre studielokalitetene. Naturgeografi kan derfor forklare at prøveflatene som brant for 16 år siden skiller seg ut.

Med klart høyest dekning og artsrikdom av sopper, skilte også skogen som brant for 14 år siden seg fra de andre gruppene. Årsaken kan være særegne miljøforhold knyttet til prøveflaten som brant for 14 år siden, som var godt drenert og brent med høy alvorlighetsgrad. For eksempel vokser rotmorkel (*Rhizina undulata*) gjerne på åpen brent jord. En annen mulighet er at sopper ble mer vektlagt i datainnsamlingen for denne prøveflaten, ettersom karplanter, moser og laver generelt var de mest synlige og tallrike funksjonelle artsgruppene under feltarbeidet. Andre forklaringer kan være høy mengde død ved eller gunstig kartleggingstidspunkt, med tanke på fuktighet, men prøveflaten skilte seg ikke vesentlig ut på dette. Ingen av prøveflatene ble kartlagt under soppsesongen.

Resultatene for nivå V og III (utvidet) har som regel støttet opp om hverandre, men også skilt seg fra hverandre ved enkelte tilfeller. Det var for eksempel forskjeller i hvilke variabler som ble inkludert i modellene for dekning og artsrikdom mellom nivåene, og hvilke modeller som ble forkastet grunnet mange nullverdier og/eller upassende residualer. Flere modeller ble forkastet for nivå III (utvidet) enn nivå V. Ettersom nivå III (utvidet) kun inkluderte arter med minst fem prosent dekning, ble flere arter ekskludert sammenlignet med nivå V. Derfor hadde nivå V generelt høyere artsrikdom, men begge nivåer hadde tilstedeværelse av arter fra alle de funksjonelle artsgruppene. Siden det overordnede mønsteret var likt for begge nivåer, så er det mulig å prioritere enklere vegetasjonsanalyser av mange vegetasjonsruter framfor mer nøyaktige analyser av færre ruter ved videre datainnsamling. Det vil imidlertid føre til at flere sjeldne og/eller små arter utelates fra vegetasjonsanalysene.

Ulike responser mellom funksjonelle artsgrupper

Lyng

Dekning av lyng viste en tydelig økning med tid siden skogbrann. Antall arter av lyng økte også gradvis med tid siden skogbrann, med unntak av ett år etter skogbrann. Tidligere funn har vist en lignende økning i artsrikdom av vedaktige planter med tid siden skogbrann (Sortevik, 2024), men inkluderte antall arter av trær og busker i tillegg til lyng. En svensk studie, som studerte lyng separat, fant at blåbær (*Vaccinium myrtillus*), tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) og røsslyng (*Calluna vulgaris*) kan overleve skogbrann med lav til middels alvorlighetsgrad i frøbanken, og deretter reetablere seg i løpet av få år (Schimmel & Granström, 1996). Rask reetablering av lyng etter skogbrann, med påfølgende økning i dekning og artsrikdom, støttes av mine funn.

Samtidig pekte mine funn på at lyngartene endret seg med tid siden skogbrann.

Ordinasjonsanalysen viste at blåbær, tyttebær og blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) knyttet seg til prøveflatene som brant for kort tid siden, mens røsslyng, klokkelyg (*Erica tetralix*) og delvis krekling (*Empetrum nigrum*) knyttet seg til prøveflatene som brant for lenger tid siden. Tidligere funn har vist at frekvensen av blåbær og tyttebær sank rett etter skogbrann, mens frekvensen av røsslyng økte svakt, sammenlignet med før brann (Pérez-Izquierdo et al., 2023). Det var likevel fortsatt mer blåbær og tyttebær enn røsslyng. Med økende tid siden skogbrann vil dominans av tyttebær og blåbær erstattes til fordel for krekling (Nilsson & Wardle, 2005), noe som kan ha sammenheng med at krekling er sårbar for brann (Tybirk et al., 2009), og dermed trenger lang tid på å komme seg. Dette støttes av mine funn, som viste at krekling var en indikatorart for skog som brant for 14 år siden eller ikke har brent i nyere tid. Svært lang tid uten skogbrann følges dessuten av økologisk regresjon, eller regressiv suksisjon, som reduserer trærnes vekst og påvirker nedbrytning og næringsstoffer i jorden negativt (Nilsson & Wardle, 2005).

Laver

For dekning av laver var det en gradvis økning med tid siden skogbrann, med et høydepunkt rundt 14 år etter skogbrann, som deretter sakte avtok i skog som brant for 19 år siden eller ikke har brent i nyere tid. Mønsteret var imidlertid ikke helt entydig, ettersom 16 år etter skogbrann skilte seg ut med svært lav dekning. For artsrikdom av laver fant jeg også en gradvis økning med tid siden skogbrann, med unntak av 16 år etter skogbrann, som nådde en topp 15 til 19 år etter skogbrann, før antall arter avtok i skog som ikke har brent i nyere tid.

En tsjekkisk studie fant et lignende mønster, med et høydepunkt for dekning av laver 15-22 år etter skogbrann (Adámek et al., 2016). Dette står i kontrast til tidligere funn som har vist at dekningen av moser og laver fortsatte å øke selv 19 år etter skogbrann, med et høydepunkt i skog som ikke har brent i nyere tid (Sortevik, 2024). Samtidig har tidligere funn vist en tidlig og stor økning i artsrikdom av laver, med et høydepunkt rundt 15 år etter skogbrann (Sortevik, 2024). Det er mulig at Sortevik fant en senere topp for dekning av moser og laver, ettersom de funksjonelle artsgruppene ikke ble studert separat. Ifølge Johansson (2008), kan diversitet av laver være høy kort tid etter skogbrann, siden mange lavarter kan overleve naturlige forstyrrelser.

Det finnes laver ved alle suksjonsstadier, men typisk som primærsuksjons- eller pionerarter (Slack, 1988). Laver favoriseres av uttørking, siden dette utkonkurrerer andre arter av moser og karplanter (Miller, 2000). Med tid siden skogbrann vil imidlertid bunnsjiktet utvikle seg fra dominans av buskformete laver, typisk reinlaver (*Cladonia* spp.), til dominans av moser, særlig flettemoser (Hypnales) slik som furumose (*Pleurozium schreberi*) (Ahti & Oksanen, 1990). Ettersom tresjiktet blir tettere og organisk materiale akkumulerer, vil kapasiteten til å holde på fuktighet øke (Ahti & Oksanen, 1990; Miller, 2000), noe som også påvirkes av skogens produktivitet. Utvikling av gammelskogshabitat kan likevel føre til noe videre økning i diversitet av laver (Johansson, 2008). Dette mønsteret støttes av Buness et al. (2025), som fant at svært gamle suksjonsstadier utviklet særegne artssamfunn, men at så urørt gammelskog er sjeldent.

Tidligere studier har vist et høydepunkt for dekning av laver langt senere enn det som indikeres av mine funn (Cogos et al., 2019; Heim et al., 2021; Kumpula et al., 2000). Cogos et al. (2019) fant et høydepunkt for dekning av reinlaver rundt 100 år etter skogbrann, som deretter avtok med økende tid siden skogbrann. Dette mønsteret støttes av en finsk studie som fant at reinlaver etablerte seg rundt 30-40 år etter skogbrann, men at dekningen av reinlaver først nådde en topp rundt 100 år etter skogbrann (Kumpula et al., 2000). Heim et al. (2021) fant også at dekningen av kvitkrull (*Cladonia stellaris*) og grå reinlav (*Cladonia rangiferina*) ikke hadde kommet seg helt, sammenlignet med kontrollflatene, 44 år etter skogbrann. I motsetning til tidligere studier, som har blitt utført i lavfuruskog eller på subarktisk tundra, inkluderte denne studien også produktiv bærlyng- og lyngfuruskog. Skogens produktivitet kan være en årsak til at dekningen av laver nådde et tidlig høydepunkt, som sakte avtok i skog som brant for 19 år siden eller ikke har brent i nyere tid. Alternativt kan det egentlige høydepunktet befinne seg middels lang tid etter skogbrann, noe mine funn hverken kan

bekreftede eller avkreftede. En kanadisk studie, som inkluderte produktiv barskog, fant at laver brukte mellom 28 og 73 år på å regenerere etter skogbrann, avhengig av bestandstype og geografisk plassering (Greuel et al., 2021). Laver regenererte for eksempel treigere lenger nord i studieområdet. Dette tyder på at mer produktiv skog kan føre til et tidligere høydepunkt for dekning av laver. I Norge er det vernet mindre av produktiv skog enn uproduktiv skog (Miljødirektoratet, 2025). Ettersom produktiv skog kan drives med økonomisk utbytte benyttes den ofte som produksjonsskog, noe som framhever behovet for flere studier av brannsuksjon i boreale produksjonsskoger (Pérez-Izquierdo et al., 2023).

Delvis i kontrast med mine funn for artsrikdom av laver, fant en estisk-finsk studie at høyere antall falne trær førte til lavere artsrikdom av laver 9 år etter skogbrann, mens det omvendte var tilfellet 15-21 år etter brann (Löhmus et al., 2017). Mange falne trær kan indikere at skogen brant med høy intensitet og/eller alvorlighetsgrad. Selv om skogbrannen i utgangspunktet hadde en ødeleggende effekt for artsrikdom av laver, så skapte den nye varierte habitater på sikt. I samsvar med dette, viste en svensk studie at grå reinlav ikke hadde reetablert seg to år etter skogbrann, til tross for høy frekvens før brannen (Pérez-Izquierdo et al., 2023). Mens en annen studie fant at laver knyttet seg til lang tid siden skogbrann (Jorgensen et al., 2023). Skogen var imidlertid brent med middels til høy alvorlighetsgrad i den estisk-finske studien (Löhmus et al., 2017), mens denne studien også inkluderte skog som brant med lav alvorlighetsgrad. En annen studie fant at skogbrann med høy alvorlighetsgrad førte til lavere diversitet av laver, også med tid siden skogbrann (Miller et al., 2018). Siden alvorlighetsgrad handler om graden av brannskade på vegetasjon og jordsmonn, gir det mening at dekning og artsrikdom påvirkes. Samtidig viser tidligere litteratur at effektene av alvorlighetsgrad vil endre seg med tid siden skogbrann.

Det var også noe endring i lavarter med tid siden skogbrann. Ordinasjonsanalysen viste at kvitkrull, lys reinlav (*Cladonia arbuscula*), andre reinlaver og delvis jordbråtelav (*Trapeliopsis granulosa*) knyttet seg til middels lang tid siden skogbrann, mens grå reinlav, groptagg (*Cetraria aculeata*) og delvis gulskinn (*Flavocetraria nivalis*) knyttet seg til lang tid siden skogbrann. På grunn av kunnskapsmangel, ble jordbråtelav trolig underregistrert, særlig under feltarbeidet i 2023. Tidligere funn har vist at makrolaver, altså blad- og buskformete laver, regenererer raskere enn mikrolaver, i hovedsak skorpelaver, etter skogbrann (Löhmus et al., 2017). Mine funn støtter at blad- og buskformete laver reetablerte seg innen 15-21 år etter skogbrann, men skorpelaver ble ikke inkludert i ordinasjonsanalysen. Observasjoner fra felt, viste at kartlaver (*Rhizocarpon* spp.) etablerte seg raskt på steiner etter skogbrann. I samsvar

med tidligere litteratur, var det imidlertid ingen lavarter som knyttet seg til rett etter skogbrann i ordinasjonsanalysen. Derimot var alle lavartene knyttet til høy uttørkingsfare langs fuktighetsgradienten. Det bør nevnes at taksonomisk presisjon, for eksempel *Cladonia* spp., kan ha påvirket resultatene fra analysene av forklaringsvariabler, artssammensetning og indikatorarter.

Moser

Dekning av moser viste stort sett en økning med tid siden skogbrann, med et høydepunkt i skog som ikke har brent i nyere tid, men mønsteret var ikke helt entydig. For artsrikdom av moser var det ikke noe helt entydig mønster med tid siden skogbrann, men skog som ikke har brent i nyere tid skilte seg ut med høyest antall arter, og de deskriptive figurene viste en svak økning i artsrikdom med tid siden skogbrann. Tidligere funn har vist at dekningen av moser og laver fortsatte å øke selv 19 år etter skogbrann, og nådde en topp i skog som ikke har brent i nyere tid (Sortevik, 2024). Som jeg har diskutert tidligere, gir dette mønsteret mest mening for dekning av moser. Tidligere funn har også vist en økning i artsrikdom av moser med tid siden skogbrann (Sortevik, 2024). I likhet med mine funn, var høydepunktet for artsrikdom av moser i skog som ikke har brent i nyere tid. Dette står i kontrast til en tidligere studie, som fant at artsrikdom og -diversitet av moser i bunnsjiktet sank med tid siden kontrollert skogbrann (Espinosa del Alba et al., 2021). Studien undersøkte imidlertid en periode på kun åtte år etter naturvernbrand, så en økning kan ha begynt etter dette.

Samtidig pekte mine funn på en endring i mosearter med tid siden skogbrann. For eksempel var pestbråtemose (*Funaria hygrometrica*), som kalles «bonfire moss» på engelsk, og ugrasvegmose (*Ceratodon purpureus*), på engelsk kalt «fire moss», og vrangmoseslekta (*Bryum* spp.) knyttet til kort tid siden skogbrann. Ugrasvegmose var også en indikatorart for ett år etter skogbrann. En overraskelse var at etasjemose (*Hylocomium splendens*) også knyttet seg til kort tid siden skogbrann. Etasjemose og furumose (*Pleurozium schreberi*) var imidlertid indikatorarter for skog som ikke har brent i nyere tid. Både etasjemose og furumose tilhører ordenen flettemoser som typisk knytter seg til lang tid etter skogbrann (Ahti & Oksanen, 1990). En årsak til plasseringen av etasjemose i ordinasjonsanalysen kan være forstyrrelser fra den tverrgående fuktighetsgradienten. Siden etasjemose kan vokse ganske friskt, kan den trolig overleve skogbrann med lav alvorlighetsgrad i fuktige brannrefugier. Furumose og krekling knyttes for eksempel til lenger tid siden skogbrann i ordinasjonsanalysen for nivå III (utvidet), sammenlignet med nivå V, noe som tyder på at plasseringen av enkeltarter er mindre tillitsvekkende enn helheten i mønsteret. En tidligere

studie har vist et lignende mønster, der vegmoseslekta (*Ceratodon* spp.) knyttes til kort tid siden skogbrann, mens flettemoser og akrokarpe moser slik som bjørnemoseslekta (*Polytrichum* spp.), knyttes til lang tid siden skogbrann (Jorgensen et al., 2023). I likhet med dette, fant Pérez-Izquierdo et al. (2023) at furumose, etasjemose og krussigd (*Dicranum polysetum*) forsvant to år etter skogbrann, mens ugrasvegmose, einerbjørnemose (*Polytrichum juniperinum*) og én art fra bjørnemoseslekta kom til. Den totale frekvensen av mosearter sank imidlertid noe. Einerbjørnemose er en av pionerartene etter skogbrann (Nygaard & Brean, 2014), mens andre bjørnemoser knytter seg til seinere suksesjonsstadier.

Graminider

For dekning av graminider var det ikke noe entydig mønster med tid siden skogbrann, med unntak av høyere dekning ett og 16 år etter skogbrann. En årsak til dette kan helt enkelt være at det ble funnet få eller ingen graminider på de andre prøveflatene. Tidligere funn har vist en positiv korrelasjon mellom dekning av feltsjikt og tid siden skogbrann (Sortevik, 2024), men inkluderte dekning av bregner og urter i tillegg til graminider. Dette støttes av en studie som fant at artsrikdom og -diversitet av karplanter i feltsjiktet økte med tid siden kontrollert skogbrann (Espinosa del Alba et al., 2021). En svensk studie fant også at smyle (*Avenella flexuosa*) og hårfrytle (*Luzula pilosa*) kan reetablere seg raskt etter å ha overlevd skogbrann med lav til middels alvorlighetsgrad i frøbanken (Schimmel & Granström, 1996). Dette støttes av mine funn, som viste at for eksempel smyle, stjernestarr (*Carex echinata*) og delvis blåtopp (*Molinia caerulea*) knyttet seg til kort tid siden skogbrann, mens torvull (*Eriophorum vaginatum*) og én art fra kveinslekta (*Agrostis* sp.) knyttet seg til prøveflatene som brant for lenger tid siden. Imidlertid var stjernestarr, blåtopp og torvull også knyttet til høy fuktighet langs den tverrgående gradienten fra tørt til friskt, mens kveinarten knyttet seg til lavere fuktighet. En tidligere studie har vist at sannsynligheten for forekomst av gress (*Poaceae* spp.) sank med tid siden skogbrann (Jorgensen et al., 2023). Ifølge Pérez-Izquierdo et al. (2023), sank den totale frekvensen av graminider noe to år etter skogbrann, sammenlignet med før brann, mens antall arter økte. Dette tyder på at flere graminider reetablerer seg raskt etter skogbrann, særlig ved høy fuktighet, noe som kan ha sammenheng med produktivitet.

Trær

Dekning av trær viste ikke noe entydig mønster med tid siden skogbrann, selv om det var mulig å ane en svak økning. For artsrikdom av trær var det heller ikke noe entydig mønster med tid siden skogbrann, og de deskriptive figurene viste at antall arter av trær holdt seg ganske stabilt. Selv om ingen av gruppene skilte seg signifikant fra hverandre, var det noe

høyere artsrikdom ett, to og 19 år etter skogbrann. I likhet med graminider, var det mange nullverdier for både dekning og artsrikdom av trær, noe som kan forklare mangelen på et tydelig mønster. Tidligere funn har vist at dekningen av tresjiktet økte med tid siden skogbrann, mens dekningen av frø- og ungplanter var høy rett etter brann, og deretter sank med tid siden skogbrann, særlig de første 15 årene (Adámek et al., 2016). I likhet med dette, fant en svensk studie at furu (*Pinus sylvestris*), gran (*Picea abies*) og boreale løvtrær hadde økt foryngelse 2 år etter skogbrann, sammenlignet med før brann (Pérez-Izquierdo et al., 2023). En kanadisk studie fant at sannsynligheten for forekomst av bjørk (*Betula pubescens*) og osp (*Populus tremula*) sank med tid siden skogbrann (Jorgensen et al., 2023), altså knyttet løvtrærne seg til tidlig suksesjon etter skogbrann. Ifølge Buness et al. (2025), er slike tidlige suksesjonsstadier etter skogbrann sjeldne. I samsvar med tidligere litteratur, viste mine funn at bjørk knyttet seg til kort tid siden skogbrann, mens furu knyttet seg til middels lang tid siden skogbrann, samt høy uttørkingsfare. Dette står delvis i kontrast til tidligere funn, som har vist at antall frø- og ungplanter sank med tid siden skogbrann, særlig de første fem årene (Marozas et al., 2007). Mine funn har i liten grad plukket opp foryngelse av trær, noe som kan skyldes at resultatene er basert på analyser av små vegetasjonsruter. I tillegg var det kun seks prøveflater som ble analysert de første årene etter skogbrann.

Andre forklaringsvariabler

Dekning og artsrikdom ble påvirket av flere andre variabler, i tillegg til tid siden skogbrann. For eksempel ble dekning av lyng sterkt påvirket av drenering, og noe påvirket av jordtekstur. Samme mønster gjentok seg for dekning av laver. Artsrikdom av lyng ble også påvirket av drenering, mens artsrikdom av laver ble sterkt påvirket av drenering og jordtekstur. Mange arter av både lyng og laver kan tåle høy grad av drenering, altså uttørking, noe som gir et konkurransefortrinn ovenfor andre arter. Drenering er tett knyttet til jordtekstur, fordi jordens tekstur avgjør kapasiteten til å holde på fuktighet. For eksempel ble dekning av moser særlig påvirket av jordtekstur. Artsrikdom av moser ble påvirket av både jordtekstur og stammeantall. Dette gir mening ettersom mange mosearter trives med høy fuktighet. Høyt stammeantall tilsvarer ofte mer skygge, noe som også kan bidra til å holde på fuktighet. Samtidig er fuktighet vesentlig for skogens produktivitet, og dermed stammeantall. I likhet med flere andre funksjonelle artsgrupper, ble dekning av graminider påvirket av jordtekstur, samt noe påvirket av småskala helning, jorddybde og grunnflatesum. Mine funn har vist at flere graminider i denne studien trivdes med høy fuktighet, noe som ofte kan knyttes til lav småskala helning, høy jorddybde og høy produktivitet, i tillegg til jordtekstur. Grunnflatesum

er et uttrykk for produktivitet, og vil øke i takt med den. Innslag av andre økosystemer, som nakent berg og myr, med andre jordkvaliteter, kan også være av betydning for graminider.

Med unntak av storskala helning, ble alle testede variabler inkludert i minst en av modellene for dekning og/eller artsrikdom. Siden modellene nestet prøveflate i studielokalitet som tilfeldig effekt, er det mulig at storskala helning i for stor grad korrelerte med landskapet rundt. For videre studier kan det derfor være interessant å belyse hvordan dekning og artsrikdom påvirkes av topografi etter skogbrann.

5 Konklusjon

For å konkludere, så viser denne studien at dekning og delvis artsrikdom av markvegetasjon øker med tid siden skogbrann. Samtidig responderer funksjonelle artsgrupper og enkeltarter svært forskjellig på tid siden skogbrann. På bakgrunn av dette, viser mine funn at tid siden skogbrann utgjør en sentral gradient for artssammensetningen i brannsuksesjoner i boreale furuskoger i Sørøst-Norge. Noen funksjonelle artsgrupper har et høydepunkt for dekning og artsrikdom kort tid etter skogbrann, mens andre har det lenger etter skogbrann. For eksempel reetablerer laver seg ganske raskt etter skogbrann, men erstattes av moser seinere i suksesjonen. På samme vis, knytter noen enkeltarter, typisk pionerarter, seg til kort tid siden skogbrann, mens andre knytter seg til seinere suksesjonsstadier lang tid etter skogbrann. Blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) dominerer typisk tidlig i suksesjonen, før krekling (*Empetrum nigrum*) tar over seinere i suksesjonen. Mikrotopografi er en forklaring på hvordan vegetasjonssuksesjonen endrer seg med tid siden skogbrann. Brannrefugier kan for eksempel føre til raskere revevegetasjon etter skogbrann. Mine funn viser også at fuktighet utgjør en sentral gradient for artssammensetningen i boreale furuskoger i Sørøst-Norge. Tidligere litteratur viser at fuktighet er en grunnleggende gradienten i boreale skogøkosystemer generelt. Andre forklaringer på endringer i vegetasjonsutviklingen er uttørkingsfare, jordtekstur, som regulerer jordens evne til å holde på fuktighet, og produktivitet, som kan påvirke tempoet i brannsuksesjonen.

Regelmessig skogbrann er avgjørende for å gjenstarte den naturlige suksesjonen i boreale skogøkosystemer, noe som er særlig viktig for pionerarter og arter knyttet til tidlige suksesjonsstadier, samt foryngelse av furu og boreale løvtrær. Flere arter er enten direkte avhengige av skogbrann, som bråtestorkenebb (*Geranium bohemicum*), eller særlig tilpasset brann, som furu (*Pinus sylvestris*). Andre spesialiserte arter lever i død ved, noe det skapes mye av under skogbrann. Vel så viktig er det at skogbrann skaper økt variasjon i skogen, med økt lystilgang noen steder og brannrefugier andre steder, noe som bidrar til å fremme artsmangfoldet. Både tidlige og svært gamle brannsuksesjoner utgjør sjeldne variasjoner i naturen, og har derfor sjeldne arter knyttet til seg. Kontinuerlig skogbrann er også sentralt for å sikre stabile skogøkosystemer uten regressiv suksesjon eller ukontrollerbare branner med stor naturrisiko.

Naturvernbranding er en måte å opprettholde de positive effektene av skogbrann, samtidig som mennesker beholder kontroll over ilden. Norsk naturforvaltning har mye å lære fra

Sverige og Finland med tanke på planlegging, utførelse og oppfølging av naturvernbranding, for eksempel bevaring av naturverdier for ulike typer brandtilpassede arter (Forsslund et al., 2011), samt veiledere for naturvernbranding (Nilsson, 2005). Med flere planlagte naturvernbrandinger sommeren 2025, ser det imidlertid ut til at norsk forvaltning er i startgropa. Det er derfor behov for å øke kunnskapen om skogbrandøkologi og naturvernbranding i Norge fremover. For eksempel kan identifikasjon av indikatorarter for skogbrand i boreal furuskog være relevant for videre utvikling av NiN-systemet. Denne studien viser at det er behov for lignende studier av brandsuksesser som inkluderer skog brand for middels lang tid siden, topografi og andre artsgrupper, som vedboende arter. Mine funn viser også at det er behov for studier av foryngelse og/eller overlevelse av norske treslag etter skogbrand. Reanalyser av prøveflatene i denne studien, omtrent hvert femte år, kan bidra til å skape et unikt datasett for videre studier av vegetasjonssuksessjon etter skogbrand i boreal furuskog på lang sikt. Prøveflatene som ikke har brand i nyere tid kan dessuten benyttes som startverdier for studier av vegetasjon før og etter naturvernbranding.

6 Bibliografi

- Adámek, M., Hadincová, V. & Wild, J. (2016). Long-term effect of wildfires on temperate *Pinus sylvestris* forests: Vegetation dynamics and ecosystem resilience. *Forest Ecology and Management*, 380: 285-295. doi: 10.1016/j.foreco.2016.08.051.
- Ahti, T. & Oksanen, J. (1990). Epigeic lichen communities of taiga and tundra regions. *Vegetatio*, 86: 39-70. doi: 10.1007/BF00045134.
- Angelstam, P. & Kuuluvainen, T. (2004). Boreal Forest Disturbance Regimes, Successional Dynamics and Landscape Structures: A European Perspective. *Ecological Bulletins*, 51: 117–136.
- Artsdatabanken. (2019). *NiN-kart*. Tilgjengelig fra: https://nin.artsdatabanken.no/Natur_i_Norge/ (lest 16.12.2024).
- Artsdatabanken. (u.å.). *UF Uttøringsfare*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/Pages/179778/> (lest 01.05.2025).
- Azeria, E. T., Bouchard, M., Pothier, D., Fortin, D. & Hébert, C. (2011). Using biodiversity deconstruction to disentangle assembly and diversity dynamics of understorey plants along post-fire succession in boreal forest. *Global Ecology and Biogeography*, 20 (1): 119-133. doi: 10.1111/j.1466-8238.2010.00580.x.
- Bartón, K. (2024). *MuMIn: Multi-Model Inference*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (lest 20.03.2025).
- Blanck, Y. L., Rolstad, J. & Storaunet, K. O. (2012). Low- to moderate-severity historical fires promoted high tree growth in a boreal Scots pine forest of Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 28 (2): 126–135. doi: 10.1080/02827581.2012.706635.
- Brandrud, T. E., Bratli, H. & Sverdrup-Thygeson, A. (2010). *Dokumentasjon av sopp, lav og insekter etter Froland-brannen*. Oppdragsrapport fra Skog og landskap. Ås: Norsk institutt for skog og landskap.
- Brann- og eksplosjonsvernloven. (2002). *Lov om vern mot brann, eksplosjon og ulykker med farlig stoff og om brannvesenets redningsoppgaver av 14.06.2002 nr. 20*: Justis- og beredskapsdepartementet. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/lov/2002-06-14-20> (lest 01.04.2025).
- Bratli, H., Halvorsen, R., Bryn, A., Arnesen, G., Bendiksen, E., Jordal, J. B., Svalheim, E. J., Vandvik, V., Velle, L. G., Øien, D.-I., et al. (2022). *Beskrivelse av kartleggingsenheter i målestokk 1:5000 etter NiN versjon 2.3*. Natur i Norge (NiN) Kartleggingsveileder, 4. Trondheim: Artsdatabanken.
- Brooks, M. E., Kristensen, K., van Benthem, K. J., Magnusson, A., Berg, C. W., Nielsen, A., Skaug, H. J., Maechler, M. & Bolker, B. M. (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9 (2): 378-400. doi: 10.32614/RJ-2017-066.
- Buness, V., Sundqvist, M. K., Ali, S. T., Annighöfer, P., Aragon, C. M., Lanzrein, I., Metcalfe, D. B., Nilsson, M.-C. & Gundale, M. J. (2025). Resource quantity and heterogeneity drive successional plant diversity in managed and unmanaged boreal forests. *Ecography*. doi: 10.1111/ecog.07676.
- Burrell, A. L., Sun, Q., Baxter, R., Kukavskaya, E. A., Zhila, S., Shestakova, T., Rogers, B. M., Kaduk, J. & Barrett, K. (2022). Climate change, fire return intervals and the growing risk of permanent forest loss in boreal Eurasia. *Science of The Total Environment*, 831. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.154885.
- Cheng, Y., Luo, P., Yang, H., Li, H., Luo, C., Jia, H. & Huang, Y. (2023). Fire effects on soil carbon cycling pools in forest ecosystems: A global meta-analysis. *Science of The Total Environment*, 895. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.165001.
- Cogos, S., Östlund, L. & Roturier, S. (2019). Forest Fire and Indigenous Sami Land Use: Place Names, Fire Dynamics, and Ecosystem Change in Northern Scandinavia. *Human Ecology*, 47: 51–64. doi: 10.1007/s10745-019-0056-9.
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*, 199 (4335): 1302-1310.
- De Cáceres, M. & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90: 3566-3574. doi: 10.1890/08-1823.1.

- Dodge, M. (1972). Forest Fuel Accumulation - A Growing Problem. *Science*, 177 (4044): 139-142.
- Espinosa del Alba, C., Hjältén, J. & Sjögren, J. (2021). Restoration strategies in boreal forests: Differing field and ground layer response to ecological restoration by burning and gap cutting. *Forest Ecology and Management*, 494. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119357.
- Fernandes, P. M., Vega, J. A., Jiménez, E. & Rigolot, E. (2008). Fire resistance of European pines. *Forest Ecology and Management*, 256 (3): 246-255. doi: 10.1016/j.foreco.2008.04.032.
- Forskrift om vern av Store rekke og Hølvannet naturreservat. (2023). *Forskrift om vern av Store rekke og Hølvannet naturreservat, Aurskog-Høland kommune, Viken av 20.12.2023 nr. 2362*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/forskrift/2023-12-20-2362> (lest 01.04.2025).
- Forsslund, A., Johansson, N., Hedin, J., Johansson, T., Jansson, N. & Nordlind, E. (2011). *Brandgynnade arter i sydöstra Sverige*. Länsstyrelsens meddelandeserie, 16. Kalmar: Länsstyrelserna i Jönköping, Kalmar, Kronoberg, Sörmland och Östergötlands län.
- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. 3 utg. Thousand Oaks CA: Sage.
- Garnier, S., Ross, N., Rudis, R., Camargo, A. P., Sciaini, M. & Scherer, C. (2024). *viridis(Lite) - Colorblind-Friendly Color Maps for R*. Tilgjengelig fra: <https://sjmgarnier.github.io/viridis/> (lest 20.03.2025).
- Greuel, R. J., Degré-Timmons, G. É., Baltzer, J. L., Johnstone, J. F., McIntire, E. J. B., Day, N. J., Hart, S. J., McLoughlin, P. D., Schmiegelow, F. K. A., Turetsky, M. R., et al. (2021). Predicting patterns of terrestrial lichen biomass recovery following boreal wildfires. *Ecosphere*, 12 (4). doi: 10.1002/ecs2.3481.
- Groven, R. & Niklasson, M. (2005). Anthropogenic impact on past and present fire regimes in a boreal forest landscape of southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research*, 35 (11): 2719-2726. doi: 10.1139/x05-186.
- Gustafsson, L., Granath, G., Nohrstedt, H.-Ö., Leverkus, A. B. & Johansson, V. (2020). Burn severity and soil chemistry are weak drivers of early vegetation succession following a boreal mega-fire in a production forest landscape. *Journal of Vegetation Science*, 32 (1). doi: 10.1111/jvs.12966.
- Hartig, F. (2024). *DHARMa: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMa> (lest 20.03.2025).
- Heim, R. J., Heim, W., Bültmann, H., Kamp, J., Rieker, D., Yurtaev, A. & Hölzel, N. (2021). Fire disturbance promotes biodiversity of plants, lichens and birds in the Siberian subarctic tundra. *Global Change Biology*, 28: 1048-1062. doi: 10.1111/gcb.15963.
- Haapanen, A. & Siitonen, P. (1978). Forest fires in Ulvinsalo strict nature reserve in Northern Finland. *Silva Fennica*, 12 (3): 187-200. doi: 10.14214/sf.a14856.
- Johansson, P. (2008). Consequences of disturbance on epiphytic lichens in boreal and near boreal forests. *Biological Conservation*, 141: 1933-1944. doi: 10.1016/j.biocon.2008.05.013.
- Jorgensen, A. G., Alfaro-Sánchez, R., Cumming, S. G., White, A. L., Degré-Timmons, G. É., Day, N., Turetsky, M., Johnstone, J. F., Walker, X. J. & Baltzer, J. L. (2023). The influence of postfire recovery and environmental conditions on boreal vegetation. *Ecosphere*, 14 (7). doi: 10.1002/ecs2.4605.
- Kassambara, A. (2023). *ggpubr: 'ggplot2' Based Publication Ready Plots*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=ggpubr> (lest 20.03.2025).
- Kelly, R., Chipman, M. L., Higuera, P. E., Stefanova, I., Brubaker, L. B. & Hu, F. S. (2013). Recent burning of boreal forests exceeds fire regime limits of the past 10,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (32): 13055-13060. doi: 10.1073/pnas.1305069110.
- Klima- og miljødepartementet. (2025). *Vil brenne skog for å redde truede arter*. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/aktuelt/vil-brenne-skog-for-a-redde-truede-arter/id3096648/> (lest 08.05.2025).
- Kreider, M. R., Higuera, P. E., Parks, S. A., Rice, W. L., White, N. & Larson, A. J. (2024). Fire suppression makes wildfires more severe and accentuates impacts of climate change and fuel accumulation. *Nature Communications*, 15. doi: 10.1038/s41467-024-46702-0.

- Kumpula, J., Colpaert, A. & Nieminen, M. (2000). Condition, Potential Recovery Rate, and Productivity of Lichen (*Cladonia* spp.) Ranges in the Finnish Reindeer Management Area. *Arctic*, 53 (2): 152-160.
- Kuuluvainen, T. (2009). Forest Management and Biodiversity Conservation Based on Natural Ecosystem Dynamics in Northern Europe: The Complexity Challenge. *Ambio*, 38 (6): 309-315.
- Kuuluvainen, T., Aakala, T. & Várkonyi, G. (2017). Dead standing pine trees in a boreal forest landscape in the Kalevala National Park, northern Fennoscandia: amount, population characteristics and spatial pattern. *Forest Ecosystems*, 4 (12): 1-11. doi: 10.1186/s40663-017-0098-7.
- Landbruksdirektoratet. (u.å.). *Skogbrann*. Tilgjengelig fra: <https://www.landbruksdirektoratet.no/nb/skogbruk/skogbrann> (lest 21.03.2025).
- Lenth, R. V. (2024). *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=emmeans> (lest 20.03.2025).
- Levine, J. I., Collins, B. M., Steel, Z. L., de Valpine, P. & Stephens, S. L. (2022). Higher incidence of high-severity fire in and near industrially managed forests. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 20 (7): 397-404. doi: 10.1002/fee.2499.
- Life Taiga. (2021). *FINAL Report: Covering the project activities from 01/01/2015 to 30/04/2021*. LIFE13 NAT/SE/000065. Västerås: Administrative Board of Västmanland County.
- Löhmus, P., Löhmus, A. & Hämäläinen, A. (2017). Rapid legacy-dependent succession of lichen assemblages after forest fires: Insights from two boreal regions. *Journal of Vegetation Science*, 29: 200-212. doi: 10.1111/jvs.12600.
- Lüdtke, D., Ben-Shachar, M. S., Patil, I., Waggoner, P. & Makowski, D. (2021). performance: An R Package for Assessment, Comparison and Testing of Statistical Models. *Journal of Open Source Software*, 6 (60): 3139. doi: 10.21105/joss.03139.
- Marozas, V., Racinskas, J. & Bartkevicius, E. (2007). Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management*, 250 (1-2): 47-55. doi: 10.1016/j.foreco.2007.03.008.
- Miljødirektoratet. (2025). *Miljøindikator 1.3.6. Vernet skog hvor skogbruk ikke er tillatt; totalt og fordelt på produktiv og uproduktiv skog*. Tilgjengelig fra: <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljomal/naturmangfold/miljomal-1.3/miljoindikator-1.3.6> (lest 14.05.2025).
- Miller, D. (2000). Lichens, wildfire, and caribou on the taiga ecosystem of northcentral Canada. *Rangifer*, 20 (5): 197-207. doi: 10.7557/2.20.5.1644.
- Miller, J. E. D., Root, H. T. & Safford, H. D. (2018). Altered fire regimes cause long-term lichen diversity losses. *Global Change Biology*, 24: 4909-4918. doi: 10.1111/gcb.14393.
- Moen, A. (1998). *Vegetasjon*. Nasjonalatlas for Norge. Hønefoss: Statens kartverk.
- Müller, K. & Wickham, H. (2023). *tibble: Simple Data Frames*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=tibble> (lest 01.04.2025).
- Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia. (2020). *Forvaltningsplan for Gutulia nasjonalpark*, 2. Statsforvalteren i Innlandet.
- Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia. (2021). *Skogbrann i Femundsmarka: Status og videre arbeid*. Nasjonalpark- og verneområdestyrer.
- Niklasson, M. & Granström, A. (2000). Numbers and Sizes of Fires: Long-Term Spatially Explicit Fire History in a Swedish Boreal Landscape. *Ecology*, 81 (6): 1484-1499. doi: 10.1890/0012-9658(2000)081[1484:NASOFL]2.0.CO;2.
- Nilsson, M.-C. & Wardle, D. A. (2005). Understory vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3 (8): 421-428. doi: 10.1890/1540-9295(2005)003[0421:UVAAFE]2.0.CO;2.
- Nilsson, M. (2005). *Naturvårdsbränning: Vägledning för brand och bränning i skyddad skog*. Rapport, 5438. Stockholm: Naturvårdsverket.
- Norges miljø- og biovitenskapelige universitet. (u.å.). *Retningslinjer for bruk av kunstig intelligens (KI) ved NMBU*. Tilgjengelig fra: <https://www.nmbu.no/retningslinjer-bruk-av-kunstig-intelligens-ki-ved-nmbu> (lest 10.04.2025).

- Nygaard, P. H. & Brean, R. (2014). *Dokumentasjon og erfaringer etter skogbrannen i Mykland 2008 - Sluttrapport*. Rapport fra Skog og landskap, 2. Ås: Norsk institutt for skog og landskap.
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., et al. (2024). *vegan: Community Ecology Package*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (lest 20.03.2025).
- Payette, S. (1992). Fire as a controlling process in the North American boreal forest. I: Shugart, H. H., Leemans, R. & Bonan, G. B. (red.) *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*, s. 144–169. Cambridge: Cambridge University Press.
- Peet, R. K., Wentworth, T. R. & White, P. S. (1998). A flexible, multipurpose method for recording vegetation composition and structure. *Castanea*, 63 (3): 262-274.
- Peet, R. K., Palmquist, K. A., Wentworth, T. R., Schafale, M. P., Weakley, A. S. & Lee, M. T. (2017). Carolina Vegetation Survey: an initiative to improve regional implementation of the U.S. National Vegetation Classification. *Phytocoenologia*, 48 (2): 171-179. doi: 10.1127/phyto/2017/0168.
- Pérez-Izquierdo, L., Bengtsson, J., Clemmensen, K. E., Granath, G., Gundale, M. J., Ibáñez, T. S., Lindahl, B. D., Strengbom, J., Taylor, A., Viketoft, M., et al. (2023). Fire severity as a key determinant of aboveground and belowground biological community recovery in managed even-aged boreal forests. *Ecology and Evolution*. doi: 10.1002/ece3.10086.
- Pitkänen, A., Huttunen, P., Jungner, H. & Tolonen, K. (2002). A 10 000 year local forest fire history in a dry heath forest site in eastern Finland, reconstructed from charcoal layer records of a small mire. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1875-1880. doi: 10.1139/x02-103.
- Pitkänen, A., Huttunen, P., Tolonen, K. & Jungner, H. (2003). Long-term fire frequency in the spruce-dominated forests of the Ulvinsalo strict nature reserve, Finland. *Forest Ecology and Management*, 176: 305-319. doi: 10.1016/S0378-1127(02)00291-8.
- Posit team. (2024). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. Boston, MA: Posit Software, PBC. Tilgjengelig fra: <http://www.posit.co/> (lest 11.03.2025).
- Quensen, J., Simpson, G. & Oksanen, J. (2024). *ggordiplots: Make 'ggplot2' Versions of Vegan's Ordiplots*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=ggordiplots> (lest 20.03.2025).
- R Core Team. (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing. Tilgjengelig fra: <https://www.R-project.org/> (lest 11.03.2025).
- Risberg, L. (2015). *Ecology of the fire-dependent forest herbs Geranium bohemicum and G. lanuginosum in Sweden*. Doctoral thesis. Umeå: Department of Forest Ecology and Management, Swedish University of Agricultural Sciences. Tilgjengelig fra: <https://res.slu.se/id/publ/67081> (lest 12.05.2025).
- Rolstad, J. & Storaunet, K. O. (2019). *Brannhistorikk i foreslått verneområde Store Rekke/Hølvannet, Aurskog-Høland*. Notat. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Rowe, J. S. & Scotter, G. W. (1973). Fire in the Boreal Forest. *Quaternary Research*, 3 (3): 444-464. doi: 10.1016/0033-5894(73)90008-2.
- Schimmel, J. & Granström, A. (1996). Fire Severity and Vegetation Response in the Boreal Swedish Forest. *Ecology*, 77 (5): 1436-1450. doi: 10.2307/2265541.
- Schmidt, M. W. I. & Noack, A. G. (2000). Black carbon in soils and sediments: Analysis, distribution, implications, and current challenges. *Global Biogeochemical Cycles*, 14 (3): 777-793. doi: 10.1029/1999GB001208.
- Siitonen, J. (2001). Forest Management, Coarse Woody Debris and Saproxylic Organisms: Fennoscandian Boreal Forests as an Example. *Ecological Bulletins*, 49: 11-41.
- Simpson, G. L. & Oksanen, J. (2023). *ggvegan: 'ggplot2' Plots for the 'vegan' Package*. Tilgjengelig fra: <https://github.com/gavinsimpson/ggvegan> (lest 20.03.2025).
- Slack, N. G. (1988). The Ecological Importance of Lichens and Bryophytes. I: Wirth, V., Poelt, J. (red.) *Lichens, Bryophytes and Air Quality*. Berlin-Stuttgart: J. Cramer.
- Solås, S. V., Evjen, A. F., Ognedal, A., Korneliussen, S. O., Manbari, Z. & Loe, I. L. P. (2023). *Skogbrannen i Indre Østfold: 40 personer har jobbet i natt*: NRK. Tilgjengelig fra: https://www.nrk.no/stor-oslo/skogbrannen-i-indre-ostfold_-_helikopter-og-sivilforsvaret-satt-inn-1.16427019 (lest 27.03.2025).

- Sortevik, E. (2024). *The reincarnation of fire: How forest fire affects plant communities in Femundsmarka and Gutulia national parks*. Faculty of Technology, Natural Sciences and Maritime Sciences: University of South-Eastern Norway. Upublisert manuskript.
- Statens vegvesen. (2021). *Skogbrann i vegplanleggingen*. Tilgjengelig fra: <https://www.vegvesen.no/vegprosjekter/europaveg/el34meheia/nyhetsarkiv/her-brenner-de-for-miljosaken/> (lest 01.05.2024).
- Statsforvalteren i Oslo og Viken. (2023). *Skjotselsplan for kontrollert naturvernbranding i Store rekke og Hølvannet naturreservat*. Moss: Statsforvalteren i Oslo og Viken.
- Statskogredaksjonen. (2022). *Norges første naturvernbranding gjennomført i Femundsmarka*. Tilgjengelig fra: <https://www.statskog.no/nyheter/norges-forste-naturvernbranding-gjennomfort-i-femundsmarka> (lest 01.05.2024).
- Storaunet, K. O., Brandrud, T. E., Rolstad, J. & Rolstad, E. (2008). *Vurdering av verneverdier og skoghistorie i to områder tilbudt for frivillig vern etter skogbrannen i Mykland i juni 2008*. Ås: Norsk institutt for skog og landskap.
- Storaunet, K. O. & Gjerde, I. (2010). Skog. I: Nybø, S. (red.) *Naturindeks for Norge 2010*, s. 79-93. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning.
- Storaunet, K. O., Rolstad, J., Toeneiet, M. & Blanck, Y. (2013). Strong anthropogenic signals in historic forest fire regime: a detailed spatiotemporal case study from south-central Norway. *Canadian Journal of Forest Research*, 43: 836-845. doi: 10.1139/cjfr-2012-0462.
- Søgaard, G., Alfredssen, G., Antón Fernández, C., Astrup, R., Blom, H., Clarke, N., Eriksen, R., Granhus, A., Hanssen, K. H., Hietala, A., et al. (2020). *Klimakur 2030 – beskrivelse av utvalgte klimatiltak knyttet til skog*. NIBIO Rapport, 9. Ås: Norsk institutt for bioøkonomi.
- Tyrbirk, K., Nilsson, M.-C., Michelsen, A., Kristensen, H., Shevtsova, A., Strandberg, M., Johansson, M., Nielsen, K., Riis-Nielsen, T., Strandberg, B., et al. (2009). Nordic *Empetrum* Dominated Ecosystems: Function and Susceptibility to Environmental Changes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 29: 90-97. doi: 10.1579/0044-7447-29.2.90.
- Valan, S. K. (2025). *Kontrollert branding gir nytt liv til skogen i Gutulia*. Nasjonalparkstyret for Femundsmarka og Gutulia. Tilgjengelig fra: <https://www.nasjonalparkstyre.no/Femundsmarka/nyheter/kontrollert-branding-gir-nytt-liv-til-skogen-i-gutulia> (lest 08.05.2025).
- Virkkala, A.-M., Rogers, B. M., Watts, J. D., Arndt, K. A., Potter, S., Wargowsky, I., Schuur, E. A. G., See, C. R., Mauritz, M., Boike, J., et al. (2025). Wildfires offset the increasing but spatially heterogeneous Arctic-boreal CO₂ uptake. *Nature Climate Change*, 15: 188–195. doi: 10.1038/s41558-024-02234-5.
- Wardle, D. A., Hörnberg, G., Zackrisson, O., Kalela-Brundin, M. & Coomes, D. A. (2003). Long-Term Effects of Wildfire on Ecosystem Properties Across an Island Area Gradient. *Science*, 300 (5621): 972-975. doi: 10.1126/science.1082709.
- Wickham, H., François, R., Henry, L., Müller, K. & Vaughan, D. (2023). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr> (lest 20.03.2025).
- Wickham, H., Vaughan, D. & Girlich, M. (2024). *tidyr: Tidy Messy Data*. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=tidyr> (lest 01.04.2025).
- Zackrisson, O. (1977). Influence of Forest Fires on the North Swedish Boreal Forest. *Oikos*, 29 (1): 22-32. doi: 10.2307/3543289.
- Zald, H. S. J. & Dunn, C. J. (2018). Severe fire weather and intensive forest management increase fire severity in a multi-ownership landscape. *Ecological Applications*, 28 (4): 1068-1080.

7 Vedlegg

Vedlegg 1

Tabell 5: Oversikt over alle innsamlede variabler for tre nivå av vegetasjonsanalyser, basert på CVS-metoden. Denne studiens feltskjema ble tilpasset fra CVS sitt originale feltskjema på engelsk.

Nivå	Kategori	Variabel	Forklaring
Plot Data: CVS Level 2	General information	Plot	Navn på vegetasjonsrute
		Date	Dato
		Party	Navn på kartleggere
		Soil drainage	Jordas naturlige drenering, knyttet til hyppighet og varighet av nedbørsperioder
	Water	Percent of plot submerged	Andel under vann
	Location	Latitude	Breddegrad
		Longitude	Lengegrad
		Coordinate accuracy	GPS-nøyaktighet
	Site characteristics	Elevation	Høyde over havet
		Slope	Helning
		Aspect	Himmelretning på helning
	Plot diagram	Photo position	Vinkel på fotografi
		Photo identifier	Foto ID
	Notes	Notes	Notater
		Plot direction from origin	Prøveflatens himmelretning fra original GPS-posisjon
		Straightest side	Prøveflatens retteste side
Woody Stem Data: CVS Level 2	Trees	Species name	Artsnavn
		Coordinates (X, Y)	X og Y-koordinater
		Height	Høyde
		DBH	Diameter i brysthøyde
		Vigor	Levedyktighet
		Damage	Skadetype og skadeomfang
		Dead branches	Dekning av dødt organisk materiale i trekrone (misfarging tolket som dødt)
		Deadwood type	Type død ved
	Shrubs	Species name	Artsnavn
		Height classes (10-50cm, 50-100cm, 100-137cm)	Høydeklasser
Plot Data: CVS Level 3	General information	Plot	Navn på vegetasjonsrute
		Date	Dato
		Party	Navn på kartleggere
	Soil	Soil drainage	Jordas naturlige drenering, knyttet til hyppighet og varighet av nedbørsperioder
		Soil texture	Jordtekstur
		Soil description	Beskrivelse av jorda
	Site characteristics	Slope	Helning
		Aspect	Himmelretning på helning
	Plot diagram	Photo position	Vinkel på fotografi
		Photo identifier	Foto ID

		Topographic position	Topografisk posisjon på landoverflaten
		Landform type	Type landform
	Water	Percent of plot submerged	Andel under vann
	Cover by strata	Tree	Dekning av tresjikt
		Shrub	Dekning av busksjikt
		Feltsjikt	Dekning av feltsjikt
		Bunnsjikt 1	Dekning av bunnsjikt, uten vekst på steiner
		Bunnsjikt 2	Dekning av bunnsjikt, inkludert vekst på steiner
	Notes	Notes	Notater
Cover Data: CVS Level 3		Species name	Artsnavn
Plot Data: CVS Level 5	General information	Plot	Navn på prøveflate
		Date	Dato
		Party	Navn på kartleggere
	Sampling quality	Effort level	Grad av innsats
	Site characteristics	Slope	Helning
		Aspect	Himmelretning på helning
	Plot diagram	Photo position	Vinkel på fotografi
		Photo identifier	Foto ID
	Cover by strata	Tree	Dekning av tresjikt
		Shrub	Dekning av busksjikt
		Feltsjikt	Dekning av feltsjikt
		Bunnsjikt 1	Dekning av bunnsjikt, uten vekst på stein
		Bunnsjikt 2	Dekning av bunnsjikt, inkludert vekst på stein
	Notes	Notes	Notater
	Soil	Soil texture	Jordtekstur
		Soil description	Beskrivelse av jorda
		Soil depth	Jorddybde
		Homogeneity	Grad av homogenitet
		Topographic position	Topografisk posisjon på landoverflaten
	Underlying earth surface	Histosol	Dekning av histosol
		Sediment	Dekning av sedimenter
		Gravel_cobble	Dekning av grus og småstein
		Boulder	Dekning av steinblokker
		Bedrock	Dekning av grunnfjell
	Ground cover	Coarse_woody_debris	Dekning av grov dødved
		Fine_woody_debris	Dekning av fin dødved
		Litter	Dekning av strø
		Duff	Dekning av åpen jord
		Bryo_and_lichen	Dekning av moser og lav
		Water	Dekning av vann
	Disturbance	Type	Type forstyrrelse
		Severity	Alvorlighetsgrad av forstyrrelse
		Yrs_ago	År siden forstyrrelse
		Percent_of_plot	Andel synlig forstyrret
		Description	Beskrivelse av forstyrrelse

		Season of sampling	Sesong for kartlegging
		Physiognomy	Fysisk struktur av den dominerte vegetasjonen
		Soil_drainage	Jordas naturlige drenering, knyttet til hyppighet og varighet av nedbørsperioder
Cover Data: CVS Level 5		Species name	Artsnavn

Vedlegg 2

Tabell 6: Oversikt over alle artsfunn fra vegetasjonsanalyser på nivå III og V med både latinsk og norsk navn, sortert alfabetisk etter tilhørighet til funksjonell artsgruppe.

Latinsk navn	Norsk navn	Funksjonell artsgruppe
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	Bregner
<i>Myrica gale</i>	Pors	Busker
<i>Salix sp.</i>	Vierslekta sp.	Busker
<i>Agrostis sp.</i>	Kveinslekta sp.	Graminider
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	Graminider
<i>Carex echinata</i>	Stjernestarr	Graminider
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	Graminider
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Torvull	Graminider
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	Graminider
<i>Bryoria sp.</i>	Brunskjegg sp.	Laver
<i>Cetraria aculeata</i>	Groptagg	Laver
<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav	Laver
<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav	Laver
<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav	Laver
<i>Cladonia spp.</i>	Begerlavslekta spp.	Laver
<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull	Laver
<i>Cladonia stygia</i>	Svartfotreinlav	Laver
<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav	Laver
<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn	Laver
<i>Foliose lichen spp.</i>	Bladlav spp.	Laver
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Melskjell	Laver
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	Laver
<i>Letharia vulpina</i>	Ulvelav	Laver
<i>Ramboldia elabens</i>	Kelolav	Laver
<i>Rhizocarpon spp.</i>	Kartlaver spp.	Laver
<i>Skorpelev spp.</i>	Skorpelev spp.	Laver
<i>Stereocaulon spp.</i>	Saltlaver spp.	Laver
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	Jordbråtelav	Laver
<i>Umbilicaria spp.</i>	Navlelaver spp.	Laver
<i>Usnea sp.</i>	Strylav sp.	Laver
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	Laver
<i>Andromeda polifolia</i>	Kvitlyng	Lyng
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	Lyng
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	Lyng
<i>Erica tetralix</i>	Klokkelyng	Lyng
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	Lyng
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	Lyng
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	Lyng

<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose	Moser
<i>Bryophyta spp.</i>	Bladmoser spp.	Moser
<i>Bryum spp.</i>	Vrangmoseslekta spp.	Moser
<i>Ceratodon purpureus</i>	Ugrasvegmoser	Moser
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	Moser
<i>Dicranum spp.</i>	Sigdmoseslekta spp.	Moser
<i>Funaria hygrometrica</i>	Pestbråtemose	Moser
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	Moser
<i>Lophocolea bidentata</i>	Totannblonde	Moser
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjammose	Moser
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	Moser
<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjørnemose	Moser
<i>Polytrichum piliferum</i>	Rabbebjørnemose	Moser
<i>Polytrichum spp.</i>	Bjørnemoseslekta spp.	Moser
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	Moser
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose	Moser
<i>Racomitrium fasciculare</i>	Knippegråmose	Moser
<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Heigråmose	Moser
<i>Sphagnum spp.</i>	Torvmoseslekta spp.	Moser
<i>Tortella sp.</i>	Vrimoseslekta sp.	Moser
<i>Fuligo sp.</i>	Smørslim sp.	Slimsopper
<i>Agaricales spp.</i>	Skivesoppordenen spp.	Sopper
<i>Pezizomycotina sp.</i>	Ekte sekksporesopper sp.	Sopper
<i>Rhizina undulata</i>	Rotmorkel	Sopper
<i>Betula nana</i>	Dvergbjørk	Trær
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	Trær
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	Trær
<i>Chamaenerion angustifolium</i>	Geitrams	Urter
<i>Geum urbanum</i>	Kratthumleblom	Urter
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	Urter
<i>Narthecium ossifragum</i>	Rome	Urter
<i>Silene rupestris</i>	Småsmelle	Urter
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	Urter

Vedlegg 3

Tabell 7: Resultat fra avviksanalyser (type II Wald χ^2 -tester) av generaliserte lineære blanda modeller (glmm) for dekning av ulike funksjonelle artsgrupper og utvalgte forklaringsvariabler for nivå V. Tabellen viser χ^2 -verdier med tilhørende p-verdier i parentes. Signifikante resultater vises i fet skrift. Forklaringsvariabler som ble ekskludert ved modellseleksjon vises med tankestrek (–).

	Trær	Lyng	Graminider	Laver	Moser
År siden	4.88 (0.675)	61.61 (<0.001)	43.26 (<0.001)	62.96 (<0.001)	156.42 (<0.001)
Alvorlighet	–	–	–	–	–
Drenering	–	43.01 (<0.001)	–	44.92 (<0.001)	–
Jordtekstur	4.68 (0.197)	–	–	–	48.76 (<0.001)
Grus stein	–	–	–	–	–
Helning	–	2.39 (0.123)	6.88 (0.009)	–	–
Jorددybde	–	–	4.59 (0.032)	–	–
Stamme_ant	–	–	2.03 (0.154)	–	–
Grunnfl_sum	–	–	4.31 (0.038)	–	–
Helning_10	–	–	–	–	–

Vedlegg 4

Tabell 8: Resultat fra avviksanalyser (type II Wald χ^2 -tester) av generaliserte lineære blanda modeller (glmm) for dekning av ulike funksjonelle artsgrupper og utvalgte forklaringsvariabler for nivå III (utvidet). Tabellen viser χ^2 -verdier med tilhørende p-verdier i parentes. Signifikante resultater vises i fet skrift. Forklaringsvariabler som ble ekskludert ved modellseleksjon vises med tankestrek (–).

	Trær	Lyng	Graminider	Laver	Moser
År_siden	49.90 (<0.001)	57.05 (<0.001)	6.52 (0.480)	78.72 (<0.001)	114.34 (<0.001)
Drenering	–	62.27 (<0.001)	–	51.33 (<0.001)	–
Jord_tekstur	7.38 (0.117)	13.10 (0.011)	28.99 (<0.001)	14.84 (0.005)	27.21 (<0.001)
Helning	–	3.28 (0.070)	–	–	–
Stamme_ant	–	2.24 (0.134)	–	–	–
Grunnfl_sum	–	–	–	–	–
Helning_10	–	–	–	–	–

Vedlegg 5

Tabell 9: Resultat fra avviksanalyser (type II Wald χ^2 -tester) av generaliserte lineære blanda modeller (glmm) for artsrikdom av ulike funksjonelle artsgrupper og utvalgte forklaringsvariabler for nivå V. Tabellen viser χ^2 -verdier med tilhørende p-verdier i parentes. Signifikante resultater vises i fet skrift. Forklaringsvariabler som ble ekskludert ved modellseleksjon vises med tankestrek (–).

	Trær	Lyng	Laver	Moser
År_siden	23.82 (0.001)	27.29 (<0.001)	57.68 (<0.001)	23.56 (0.001)
Alvorlighet	4.85 (0.183)	–	–	–
Drenering	–	21.27 (<0.001)	58.67 (<0.001)	–
Jordtekstur	5.70 (0.127)	–	–	33.88 (<0.001)
Grus_stein	–	–	–	–
Helning	–	–	–	–
Jorddybde	–	–	–	0.01 (0.919)
Stamme_ant	0.10 (0.755)	2.14 (0.144)	–	4.16 (0.041)
Grunnfl_sum	0.03 (0.860)	–	–	–
Helning_10	–	–	–	–

Vedlegg 6

Tabell 10: Resultat fra avviksanalyser (type II Wald χ^2 -tester) av generaliserte lineære blanda modeller (glmm) for artsrikdom av ulike funksjonelle artsgrupper og utvalgte forklaringsvariabler for nivå III (utvidet). Tabellen viser χ^2 -verdier med tilhørende p-verdier i parentes. Signifikante resultater vises i fet skrift. Forklaringsvariabler som ble ekskludert ved modellseleksjon vises med tankestrek (–).

	Lyng	Laver	Moser
År_siden	85.80 (<0.001)	58.62 (<0.001)	102.50 (<0.001)
Drenering	17.73 (0.007)	–	–
Jordtekstur	–	47.65 (<0.001)	5.60 (0.231)
Helning	–	–	–
Stamme_ant	–	–	–
Grunnfl_sum	–	–	–
Helning_10	–	–	–



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway