



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2024 45 stp
Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning

Effekter av menneskeskapte arealpåvirkninger og værforhold på antall og artssammensetning av fremmede karplanter i Sørøst-Norge

Effects of human-induced changes in land use and
weather conditions on the species richness and
species composition of alien vascular plants in
Southeastern Norway

Pauline Marie Søndena
Master i naturforvaltning

Forord

Med denne masteroppgaven fullfører jeg mine fem år ved Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU). Jeg vil først og fremst takke min fantastiske veileder Rannveig Margrete Jacobsen for all oppfølging, kunnskapsdeling og støtte fra start til slutt. Denne prosessen hadde ikke vært den samme uten deg!

Jeg vil også takke Ulrika Jansson for gode innspill og veiledning under skriveprosessen, og Mathias Andreassen og Anders Often for en engasjerende dag i felt. Jeg er også veldig takknemlig for å ha hatt Sunniva Iversby Pettersen som en god støtte og sparringspartner under hele masterprosessen, så tusen takk til deg! Til slutt vil jeg takke familie, venner og medstudenter på lesesalen for all hjelp, tilbakemeldinger, gode diskusjoner og støtte.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, mai 2024

Pauline Marie Søndena

Pauline Marie Søndena

Sammendrag

Fremmede arter utgjør en stor trussel for det biologiske mangfoldet. Systemer som bidrar til tidlig oppdagelse og til prioritering av forvaltningstiltak kan bidra til å oppnå vellykket bekjempelse og utryddelse av artene. Dette er målet med NINAs prosjekt «Tidlig oppdagelse og varsling av landlevende fremmede arter i Norge», et overvåkingssystem rettet mot oppdagelse av nye fremmede arter i tidlig etableringsfase i norsk natur. Effektiv overvåking av fremmede arter, særlig nye fremmede arter, krever en oversikt over hvilke typer habitater fremmede arter etablerer seg i, og hvor invaderbart et område er. Dette undersøkte jeg i min masterstudie, med utgangspunkt i NINAs overvåking av fremmede planter.

Kartleggingsrutene fra NINAs prosjekt med tilhørende buffersoner ble studert gjennom GIS-analyser, og menneskelige arealpåvirkninger i form av arealendringer og spredningskilder ble markert og kategorisert. Sammen med meteorologiske data og artsdata fra prosjektet ble dette i min studie brukt til å undersøke forskjeller i artsantall og artskomposisjon av fremmede karplanter mellom lokaliteter og over tid i kystnære områder i Sørøst-Norge. Basert på dette ble det forsøkt å identifisere faktorer som gjør et område lettere invaderbart for fremmede arter.

Resultatene viste at ulike typer arealendringer og forekomster av spredningskilder, samt variasjon i temperatur mellom kartleggingsårene, førte til forskjeller i både artsantall- og komposisjon. Kartleggingsruter med en større andel menneskeskapt arealpåvirkning hadde flere fremmede karplantearter og dermed en høyere invaderbarhet. Arealpåvirkninger som medførte eksponert jord ga høyest antall fremmede plantearter. Et sett med kartleggingsruter ble kartlagt to ganger med tre års mellomrom, og det ble her undersøkt hva som førte til endringer i sammensetning av fremmede planter over tid. I kartleggingsruter med en større forskjell i artskomposisjon over tid, var forskjellene oftest knyttet til endringer i minimumstemperatur om vinteren og andel nedbygging i og rundt rutene. Disse funnene kan bidra til å forklare forskjeller i invaderbarhet mellom områder i urbane strøk, og hvilke former for arealbruk som bør begrenses for å forhindre økt invaderbarhet i et område. Arealer med eksponert jord bør minimeres, spesielt over lengre perioder, og det bør brukes masser uten forurensning fra fremmede arter i anleggsfasen. Avfallsanlegg med åpne deponi for planteavfall bør også begrenses. Videre studier bør fokusere på andre faktorer som kan bidra til å forklare invaderbarhet og endringer i artskomposisjon, eksempelvis knyttet til vekstvilkår, som områdenes naturtyper, soleksponering og fuktighetsgradienter.

Abstract

Alien species pose a significant threat to biodiversity. Systems that contribute to early detection and prioritization of management measures can help achieve successful control and eradication of these species. This is the goal of NINA's project "Early detection and warning of new alien species in Norway", a monitoring system aimed at detecting new alien species in the early establishment phase in Norwegian nature. Effective monitoring of alien species, especially new ones, requires an understanding of the habitats the alien species establish themselves in, and thus how invadable an area is. This is what I investigated in my study, based on NINA's monitoring of alien plants.

The mapping routes from NINA's project, along with associated buffer zones, were studied through GIS analyses, and human land use changes and dispersal sources were mapped and categorized. Meteorological data and species data from the project was then used in my study to examine differences in species abundance and composition of alien vascular plants between sites and over time in coastal areas in Southeastern Norway. Through this, attempts were made to identify factors that make an area more susceptible to invasion by alien species.

The results showed that different types of land use changes and occurrences of dispersal sources, as well as temperature variations between mapping years, led to differences in both species abundance and composition. Mapping routes with a higher proportion of human-induced land use changes had more alien vascular plant species and thus higher invasibility. Land use changes resulting in exposed soil had the highest number of alien plant species. A set of mapping routes were mapped twice with a three-year interval, and it was investigated what led to changes in the composition of alien plants over time. In mapping routes with a greater difference in species composition over time, the differences were most often related to changes in winter minimum temperature and the proportion of degradation in and around the routes. These findings can help explain differences in invasibility between urban areas and what types of land use should be limited to prevent increased invasibility. Areas with exposed soil should be minimized, especially over longer periods, and soils free of alien species should be used in the construction phase. Waste disposal facilities with open depots for plant waste should also be limited. Further studies should focus on other factors that may contribute to explaining invasibility and changes in species composition, such as growth conditions like habitat types, solar exposure, and moisture gradients.

Innholdsfortegnelse

Introduksjon	1
Metode	4
<i>Studieområde og studiearter</i>	4
<i>Datainnsamling og dataprosessering</i>	5
<i>GIS-analyser</i>	7
<i>Meteorologiske data</i>	9
<i>Statistiske analyser</i>	10
<i>Analyser av artsantall</i>	10
<i>Analyser av artskomposisjon</i>	12
Resultater	13
<i>Meteorologiske data</i>	13
<i>Arealendringer og spredningskilder</i>	13
<i>Artsantall</i>	14
<i>Artskomposisjon</i>	17
Diskusjon	23
<i>Effekten på artsantall</i>	23
<i>Effekten på artskomposisjon</i>	26
<i>Effekten av nedbygging</i>	26
<i>Effekten av vintertemperatur</i>	27
<i>Andre påvirkende faktorer</i>	28
Konklusjon	30
Litteraturliste	31
Vedlegg	38

Introduksjon

En art omtales som fremmed dersom den ved hjelp av menneskelig aktivitet har blitt fraktet til et sted utenfor sitt eget utbredelsesområde (Artsdatabanken, 2023a). Dette innebærer både arter som har fått spredningshjelp som blindpassasjerer og arter som bevisst har blitt transportert til landet og har etablert seg i nye habitater. Mennesker har gjennom det siste århundret vært ansvarlige for en eksponentiell økning i migrasjon av planter over landegrenser gjennom transport, handel og den generelle globaliseringen verden står ovenfor i dag (Stohlgren et al., 2013). Denne økningen har ført til at invasjoner av fremmede arter har blitt en av de største truslene mot biologisk mangfold (Europakommisjonen, 2021). Til tross for at mange fremmede arter ikke overlever migrasjonen eller ikke klarer å etablere seg i et nytt habitat, er det enkelte arter som klarer å etablere seg, spre seg og bli tallrike. Det er disse invaderende artene som utgjør en fare for stedeegne arter og det biologiske mangfoldet i Norge og globalt (Gederaas et al., 2012).

Dersom de invaderende artene etablerer seg i norsk natur, kan dette medføre endringer i de grunnleggende økologiske egenskapene i et område. Fremmede arter kan ha en negativ påvirkning på og fortrenge stedeegne arter (Gederaas et al., 2012; Vitousek et al., 1996). I tillegg kan artene være bærere av sykdommer og parasitter (Chornesky & Randall, 2003; Gederaas et al., 2012) og de kan endre økosystemets fysiske miljø og næringssykluser, hydrologi og planters produktivitet (Gederaas et al., 2012; Vitousek & Walker, 1989). Både disse endringene og tiltak for bekjempelse av fremmede arter kan koste samfunnet store summer og ressurser (Rejmánek & Pitcairn, 2002; Vitousek et al., 1996). Ved å oppdage en fremmed art tidlig og raskt sette inn tiltak for bekjempelse, øker sjansen for vellykket bekjempelse og utryddelse (Blaalid et al., 2017). Dermed kan også de samfunnsøkonomiske kostnadene som de fremmede artene medfører senkes (Jacobsen et al., 2020b).

Et system for tidlig oppdagelse av fremmede arter krever god overvåking for å fungere i praksis. Dette innebærer blant annet et behov for en oversikt over hvilke typer områder fremmede arter kan etablere seg i. Flere studier har diskutert sammenhengen mellom områders mottakelighet for invasjon av arter og artsmangfold. Davis et al. (2005) har gjennom sine studier om artssamfunn og invasjoner av fremmede arter kommet fram til at en av de viktigste faktorene for hvordan et områdes artsmangfold utvikler seg, er hvor mottakelig området er for å bli invadert av fremmede arter. Et områdes mottakelighet for å bli invadert av arter som ikke er

en del av områdets opprinnelige plantesamfunn, omtalt som invaderbarhet («*invasibility*»), bestemmes av de abiotiske og biotiske forutsetningene i området (Lonsdale, 1999). Observerte mønstre viser at invaderbarheten i et område i stor grad drives av ulike former for forstyrrelse, fragmentering, tilgang på ressurser og langsom gjenvekst av stedegne arter (Godfree & Murray, 2014). Andelen fremmede arter øker derfor svært ofte i områder med menneskelig aktivitet, høy befolkningstetthet og nedbygging (Olsen et al., 2017). Dette er typisk boligområder, industriområder, veier og annen infrastruktur, idrettsanlegg, kulturmark, åkre og hogstflater (Gederaas et al., 2012; Olsen et al., 2017). Områder forstyrret som følge av menneskelig aktivitet er ofte åpne og har tilgang på mye lys, i tillegg til at de ofte har tilførte masser fra andre områder som kan inneholde både næring og fremmede arter, i form av frø eller andre plantedeler. Fremmede arter har vist seg å kunne spre seg godt i slike eksponerte områder med næringsrik jord (Fremstad et al., 2005; Gederaas et al., 2012).

Majoriteten av de fremmede artene som kommer til Norge har opphav i sørligere deler av verden (Endrestøl et al., 2020; Gederaas et al., 2012). Områder med habitater og værforhold som ligner det opprinnelige vekstområdet til en fremmed art vil ha høyere sannsynlighet for invasjon og etablering av denne arten (Facon et al., 2006; Kalusová et al., 2012). De mest utsatte områdene for invasjon av fremmede arter i Norge med hensyn til værforhold vil derfor være i landsdeler med mildere klima. En studie fra California viste at årlige temperaturforskjeller ikke bare spiller inn på artsantallet i et område, men også på områdets artskomposisjon. Sammensetningen av arter innenfor studieområdet endret seg i vekstsesonger med lavere temperaturer og rikelig med nedbør etterfulgt av en vekstsesong med høyere temperaturer og tørrere forhold (Elmendorf & Harrison, 2009). For arter som er tilpasset et varmere klima kan derfor varmere værforhold i et nytt habitat bidra til økt tilstedeværelse av disse artene gjennom både tid og rom, og dermed akselerere spredningen (Elmendorf & Harrison, 2009).

Norsk institutt for naturforskning (NINA) startet i 2018 et pilotprosjekt for tidlig oppdagelse og varsling av terrestriske fremmede arter i Norge på oppdrag fra Miljødirektoratet. Målet med prosjektet var å utvikle et overvåkingssystem for oppdagelse av nye fremmede arter av terrestriske planter, insekter og edderkoppdyr i tidlig etableringsfase i Norge (Jacobsen et al., 2020a). Prosjektet har i påfølgende år blitt videreutviklet, og det arbeides nå med å kartlegge arealer med høy sannsynlighet for forekomst av fremmede arter i utvalgte overvåkingsflater i prioriterte områder av landet (Jacobsen et al., 2020b; NINA, u.å.). Overvåkingssystemet legger også til rette for å følge utviklingen av fremmede arter som allerede har etablert seg, og samtidig

få en god oversikt over nye arter som spres. Med riktig kunnskap kan tiltak settes i gang tidlig i spredningsforløpet og forhindre omfangsrik spredning av nye fremmede arter (Jacobsen et al., 2018).

Resultatene fra NINAs prosjekt kan bidra til å tette kunnskapshull om hvordan arter av fremmede karplanter etablerer og utvikler seg i Norge. Kunnskapen fra dette prosjektet kan la oss undersøke hvilke former for menneskeskapte forandringer som er de største pådriverne for invasjon av fremmede arter i kystnære strøk i Sørøst-Norge. Dataene kan dermed brukes til å studere hvordan et områdes invaderbarhet påvirker etablering av fremmede arter i denne landsdelen. Dette kan studeres gjennom å undersøke hvor mange arter som kan etablere seg i et område og hvilke typer arter vi finner sammen i ulike områder i forhold til ulike typer menneskelig arealpåvirkninger over tid. Dette kan være arter med ulike livsstrategier og tilpasninger til forskjellige habitater. Gjenbesøk av kartleggingsruter gir oss også muligheten til å sammenligne områders utvikling over tid.

Ved hjelp av dataene fra NINA undersøker denne masterstudien forskjeller i artssammensetning og artsantall av fremmede karplanter mellom lokaliteter og mellom år. Jeg har undersøkt om det kan identifiseres faktorer som gjør et område lettere å invadere for fremmede arter, indikert ved antall fremmede plantearter funnet på et område og gjennom endringer av artskomposisjon av fremmede arter over to år på samme lokalitet. Menneskelige arealpåvirkninger har blitt identifisert gjennom undersøkelser av satellittbilder med fokus på endringer over tid, men også med registrering av enkelte typer spredningskilder. Jeg har også undersøkt om ulike værforhold kan medføre forskjeller i artsantall og artskomposisjon mellom områdene.

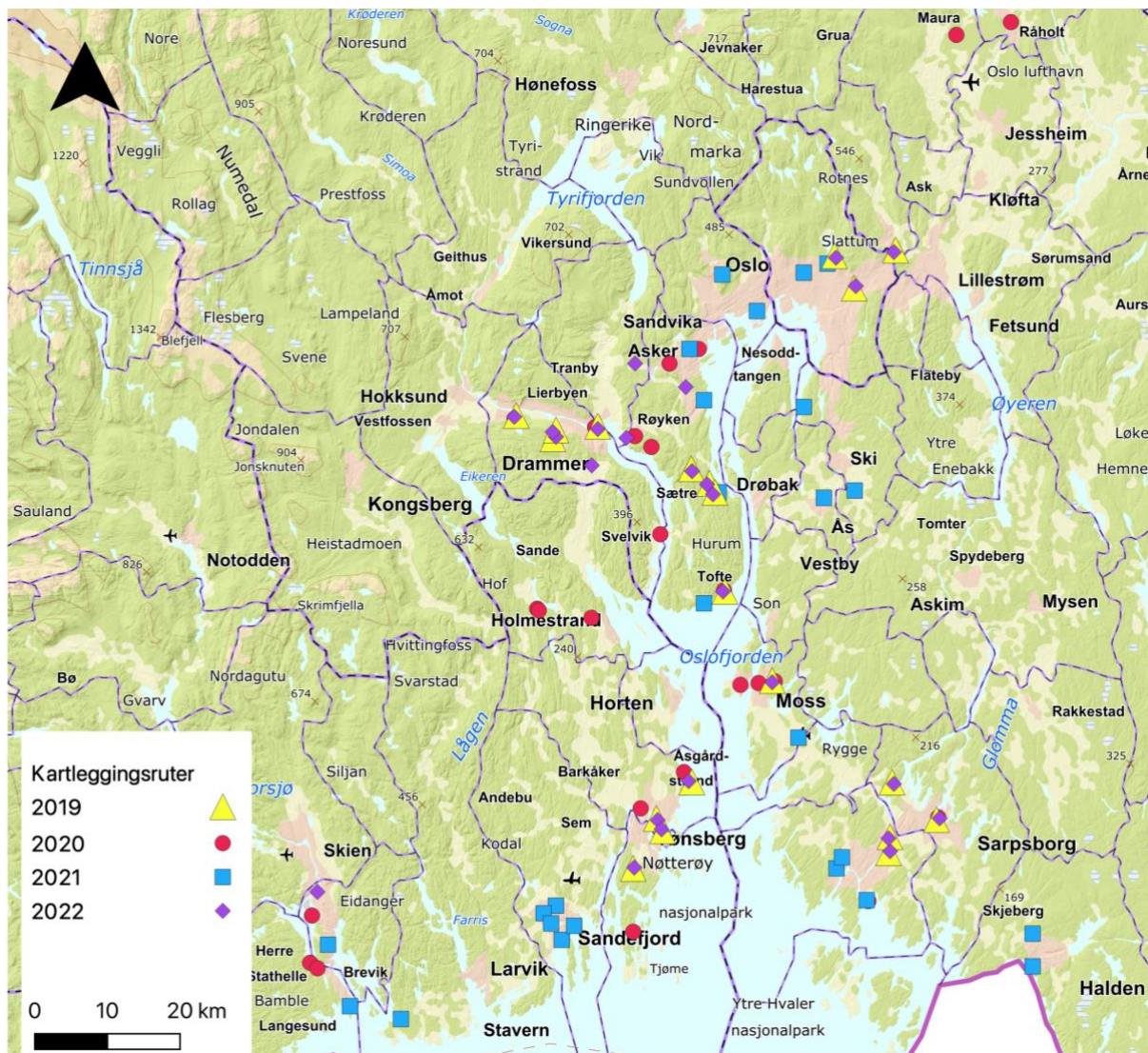
For *artsantall* er hypotesene at 1) områder med større andel arealpåvirkninger som medfører eksponert jord det året plantene ble kartlagt, vil ha høyest antall fremmede arter, og 2) høye sommertemperaturer og milde vintertemperaturer vil føre til at flere arter av fremmede karplanter klarer å etablere seg. For *artskomposisjon* er hypotesene at 3) andelen av arealet som er endret av menneskelige inngrep de foregående tre årene fra kartleggingsåret vil bidra til å forklare forskjeller i artskomposisjon av fremmede planter mellom områder, og mellom samme område kartlagt ulike år, dersom det har vært store arealendringer mellom de to kartleggingsårene, og 4) variasjon i et områdes værforhold mellom år vil medføre endringer i områdets artskomposisjon.

Metode

Datainnsamlingen for oppgaven har blitt gjort i forbindelse med NINAs prosjekt «*Tidlig oppdagelse og varsling av landlevende fremmede arter i Norge*», på oppdrag fra Miljødirektoratet (Jacobsen et al., 2020b). Analysene har blitt gjort på data hentet inn mellom 2019 og 2022. Jeg har vært med i felt for å bli kjent med kartleggingsmetoden.

Studieområde og studiearter

Studieområdet består av kartleggingsruter fordelt langs kysten i Sørøst-Norge. I tillegg til høy forekomst av fremmede arter, er kysten langs Sørøst-Norge et egnet studieområde, da mange fremmede arter fra sørlige verdensdeler lettere kan etablere seg i dette klimaet (Endrestøl et al., 2020; Gederaas et al., 2012). Det ble kartlagt 20 ruter i 2019 og 25 ruter i 2020, 2021 og 2022 (Figur 1). Disse rutene er på 250 m x 250 m og er utvalgt enten automatisk eller manuelt. Automatisk utvalgte ruter har fått sin plassering ved hjelp av en prediksjonsmodell basert på kartlag som kan knyttes til høye forekomster av fremmede karplanter (Endrestøl et al., 2020; Olsen et al., 2017). På denne måten kan man plassere rutene i ulike «hot-spot»-områder for fremmede plantearter (Olsen et al., 2017). Det automatiske ruteutvalget er basert på fire kriterier; ruten må inneholde minst 8 eneboliger, befolkningstettheten i ruten må ligge på mellom 30 og 125 personer, ruten kan ikke ligge lenger enn 100 meter fra nærmeste skogsområde og den skal plasseres i områder med artsantall i henhold til «hot-spot»-områder for fremmede arter (Jacobsen et al., 2020b; Olsen et al., 2017). Områdene ligger derfor typisk i boligområder med hager nær naturlig vegetasjon, som muliggjør fremmede arters spredning ut i naturen (Jacobsen et al., 2018). Manuelt utvalgte ruter er lagt til andre typer områder man antar kan være spredningskilder for fremmede karplanter, slik som avfallsdeponier og knutepunkter for transport av varer og mennesker (Jacobsen et al., 2020b).



Figur 1: Oversikt over kartleggingsrutenes plassering i årene 2019-2022. Figur: Pauline Marie Søndena.

Studieartene som registreres er arter av fremmede karplanter som har spredt seg til veikanter, grøfter og annen naturlig vegetasjon (Jacobsen et al., 2018). Dette innebærer ikke fremmede arter som er plantet i hager og parker eller langs vei og andre traseer, samt matplanter eller andre kulturvekster som har spredd seg videre fra beplantningsområdet.

Datainnsamling og dataprosessering

Registreringer av fremmede arter i felt ble utført av botanikerne Anders Often og Mathias Andreassen. Kartleggingene foregikk sensommer/høst, oftest i september. Metoden for datainnsamling har vært forholdsvis lik gjennom kartleggingsårene 2019-2022 (Jacobsen et al., 2018; Jacobsen et al., 2020b). Rutekartleggingen foregår ved at kartleggerne selv avgjør hvor i ruten de skal gå for å få størst mulig oversikt over fremmede arter innenfor ruten, såkalt

«random walk» (Jacobsen et al., 2020b). Denne kartleggingsmetoden er ikke en tradisjonell ruteanalyse der alle individer telles og registreres. Metoden gir derimot et anslag på artsforekomster innenfor hver enkelt kartleggingsrute. Hver rute kartlegges innenfor en tidsramme på maks fem timer. Kartleggingen fram til 2021 foregikk i nye ruter hvert år, men i 2022 startet arbeidet med gjenbesøk av rutene, der rutene fra 2019 ble gjenbesøkt i feltsesongen 2022 (Endrestøl et al., 2023).

De fremmede artene ble bestemt i felt av botaniker (Figur 2). Registreringene ble gjort manuelt på papir i felt i årene 2019-2020 og med app i årene 2021-2022 (Endrestøl et al., 2023). Hvert funn av en fremmed art ble registrert med tidspunkt for oppdagelse og vitenskapelig navn. Koordinater ble registrert ved hjelp av høypresisjons-GPS (Figur 2).



Figur 2: Artene ble identifisert av kartleggerne i felt. (venstre). Høypresisjons-GPS, Trimble R2, og tilhørende Trimble TDC600 mobil brukt i kartleggingsarbeidet (høyre). Foto: Pauline Marie Søndena.

GIS-analyser

For å kvantifisere arealendringer i kartleggingsrutene fra 2019-2022, utførte jeg GIS-analyser ved hjelp av programmet QGIS (versjon 3.28.4-Firenze) (QGIS Development Team, 2023). På hver rute ble det lagt til et bufferområde på 250 meter fra rutens ytterkanter for å inkludere arealendringer utenfor rutene som kan påvirke artsforekomster innenfor kartleggingsrutene. Hver rute med tilhørende buffer dekket dermed et område på 750 m x 750 m. Disse arealene ble så undersøkt ved hjelp av ortofoto for å sammenligne arealet gjennom flere år (Figur 3 og 4). Det ble brukt ortofoto fra *Norge i bilder WMS-Prosjekt* tre år tilbake i tid fra kartleggingsåret (Geonorge, u.å.). I områder der ortofoto fra ønsket år ikke var tilgjengelig, ble det brukt ortofoto fra fire eller to år tilbake i tid og satellittbilder fra samme WMS-prosjekt (Figur 4), samt bilder fra Google Street View (Google, u.å.). Tydelige forstyrrelser eller endringer som hadde forekommet i landskapet i løpet av årene ble tegnet opp som polygoner (Figur 3 og 4) med tilhørende forklaring på type forstyrrelse og årstall for kartlaget. Dette var forstyrrelser i form av eksempelvis nye hogstflater, infrastruktur eller utbygging. Områder med transport av ulike varer, som havner, områder for tømmerproduksjon, avfallsdeponi og godsterminaler, ble også markert, da disse kan utgjøre mulige spredningskilder for fremmede arter.

Alle polygoner ble kategorisert etter type forstyrrelse eller spredningskilde. Følgende kategorier ble brukt; hogstflate, nedbygging, annen forstyrrelse (for eksempel flytting av masser), tømmerbehandling, avfallsanlegg, gartneri, trafikkert område, godsterminal og havn (Tabell 1). Noen av disse kategoriene ble senere slått sammen for analyser. I tillegg ble hver kategori sortert inn i tre hovedkategorier; arealendring, spredningskilde og hogstflate. Hogstflater er områder der det har forekommet flatehogst. Arealendring omfatter underkategoriene nedbygging og annen forstyrrelse, men ikke hogstflate, som ble beholdt som en egen kategori. Skillet mellom forstyrrelsene som ble kategorisert som arealendringer og hogstflate var grad av forstyrrelse av bakke og jordsmonn, der arealendringene i stor grad skapte eksponert jord, mens hogstflatene i større grad beholdt intakt bakkevegetasjon. Spredningskilde er områder med potensiale til spredning av fremmede arter og omfatter avfallsanlegg, gartneri, tømmerbehandling, havn, godsterminal og trafikkert område.

Underkategoriene nedbygging, forstyrrelse og hogstflate ble ansett som arealendringer med potensiell effekt på etablering av fremmede arter. Underkategoriene tømmerbehandling, avfallsanlegg, gartnerier, trafikkerte områder, godsterminaler og havner ble ansett som mulige spredningskilder for fremmede arter. Enkelte polygoner ble talt flere ganger, dersom de var til

stede i samme rute gjennom flere år. Dette var for eksempel områder med tømmer-behandling og gartnerier der det var kontinuerlig aktivitet.



Figur 3: Eksempel fra GIS-analyser på kartleggingsruter og tilhørende buffer fra 2020. Venstre bilde viser området fra 2017 og høyre bilde fra 2020. Blå polygoner viser arealpåvirkning i form av en hogstflate. Figur: Pauline Marie Søndena.



Figur 4: Eksempel fra GIS-analyse på en kartleggingsrute og tilhørende buffer fra 2021. På grunn av manglende ortofoto fra Norge i bilder WMS-Prosjekt ble det her brukt flyfoto fra Norgebilder.no. Ved å sammenligne arealet fra flyfoto i 2018 (A) og 2021 (B), tegnet jeg inn polygonet i QGIS (C). Det blå polygonet viser arealpåvirkning i form av nedbygging. Figur: Pauline Marie Søndena.

Det ble beregnet areal i kvadratmeter for polygonene ved hjelp av funksjonen *Field calculator* i QGIS. Disse ble summert for hver hovedkategori og underkategori for hver rute (Tabell 1).

Tabell 1: Polygonene kategorisert etter hoved- og underkategori med antall forekomster (polygoner) av de ulike underkategoriene i rutene, og arealet på polygonene i kvadratmeter. Enkelte polygoner ble talt flere ganger dersom de var til stede i samme rute i flere år. Dataene gjelder for alle 74 unike ruter kartlagt mellom 2019-2022.

Hovedkategori	Underkategori	Beskrivelse	Antall forekomster	Areal (m ²)
Arealendring	Nedbygging	Nedbygging av områder til boliger, næring osv.	41	866 067
Arealendring	Forstyrrelse	Områder med anleggsarbeid og masseforstyrrelser i form av flytting eller endring av masser.	29	259 149
Spredningskilde	Tømmerbehandling	Områder med frakt, arbeid og produksjon med tømmer.	7	1 406 119
Spredningskilde	Avfallsanlegg	Områder med avfalls- og gjenvinningsanlegg.	12	1 700 666
Spredningskilde	Gartneri	Gartnerier og hagesentre.	2	12 926
Spredningskilde	Trafikkert område	Områder med industri og transport.	10	2 619 566
Spredningskilde	Godsterminal	Områder med godstransport.	2	471 506
Spredningskilde	Havn	Havneområder med varetransport.	5	215 985
Hogstflate	Hogstflate	Områder med flatehogst.	19	755 115

Meteorologiske data

Meteorologiske data for hver kartleggingsrute for gjeldende kartleggingsår (2019-2022) ble hentet fra Meteorologisk institutt. For hver rute ble det regnet ut gjennomsnittlig nedbør om sommeren (gjsn_nedbør_sommer), gjennomsnittlig sommertemperatur (gjsn_temp_sommer), gjennomsnittlig minimumstemperatur om vinteren (min_temp_vinter) og gjennomsnittlig vintertemperatur (gjsn_temp_vinter). Sommer ble definert som juni, juli og august, og vinter ble definert som januar og februar. Desember ble ikke inkludert som vintermåned da jeg ikke

hadde meteorologiske data fra vinteren før gjeldende kartleggingsår for alle årene. Temperatur for desember 2019 ble for eksempel ansett å være lite relevant for forekomster i feltsesongen 2019, da temperaturer fra desember 2018 ville vært relevant, og derfor ble desember ekskludert fra alle år.

Statistiske analyser

Jeg gjorde statistiske analyser for artsantall for årene 2019-2022 og artskomposisjon for årene 2019 og 2022. Analysene for artsantall ble gjort på ulike sett med ruter for alle fire år (med unntak av 2019 og 2022, da det var 18 identiske ruter med gjenkartlegging), og artskomposisjon på samme sett med ruter over to år (i tillegg til sju nye ruter som ble inkludert i 2022). Analyser av dataene ble gjennomført i RStudio (versjon 2023.09.1+494) (RStudio Team, 2020).

Det ble gjort noen endringer i datasettet i forbindelse med analysene. Underkategoriene avfallsanlegg og gartneri ble slått sammen og omtales heretter som avfallsanlegg. Dette ble gjort fordi det kun var to forekomster av gartneri, og begge underkategoriene utgjør mulige spredningskilder for hageplanter ettersom avfallsanlegg ofte har åpne deponier for hageavfall. Godsterminal og havn ble slått sammen med trafikkert område. Dette ble gjort fordi det kun var 2 forekomster av havn og 5 forekomster av godsterminaler og alle tre er antatt å bidra til spredning av fremmede arter hovedsakelig via blindpassasjerer med trafikk (Tabell 1). Disse underkategoriene omtales heretter som trafikkert område. Polygonenes areal ble også omgjort fra kvadratmeter til andel areal av kartleggingsruten med buffersone på 750 m x 750 m for at forklaringsvariablene skulle bli mer sammenlignbare.

Analyser av artsantall

Formålet med analysene av antall fremmede arter per rute var å undersøke hvorvidt menneskeskapt arealendringer, spredningskilder eller værforhold kunne forklare områdenes invaderbarhet. For å undersøke om datasettet skulle analyseres med lineære eller generaliserte lineære modeller, undersøkte jeg først om responsvariabelen var normalfordelt. Dette gjorde jeg ved hjelp av en Shapiro-Wilk-test (der p-verdi $> 0,05$ indikerer normalfordeling), og ved å undersøke fordelingen av responsvariablene i et histogram. For å ta hensyn til strukturen på dataene, med tanke på at noen ruter er kartlagt flere ganger og at de er kartlagt i ulike år, brukte jeg en «mikset modell» med «random effects» (tilfeldige effekter). Tilfeldige effekter var rute og år. Dette ble gjort med R-pakken *lme4* (Bates et al., 2015). Jeg brukte en mikset modell for

både normalfordelte data (LMM, lineære miksede modeller) og ikke-normalfordelte data (GLMM, generaliserte lineære miksede modeller, med poisson-fordeling), ettersom p-verdien fra Shapiro-Wilk-testen var på 0,04 og altså indikerte avvik fra normalfordeling, men histogrammet var tilnærmet normalfordelt.

Utvelgelse av de viktigste forklaringsvariablene foregikk over flere steg. Først ble tilfeldige effekter som ikke hadde fått tildelt varians fjernet, da disse ikke var relevante. Deretter ble det undersøkt om noen forklaringsvariabler var veldig korrelert med hverandre ved å bruke «variance inflation factors» (vif), og påse at $vif < 5$. Dersom det forekom variabler med $vif > 5$, ble i utgangspunktet variabelen med høyeste vif fjernet, og testen ble kjørt på nytt til alle variabler hadde $vif < 5$. Dette ble gjort med R-pakken *car* (Fox & Weisberg, 2019). Jeg sjekket residualplott for å påse at modellen passet dataene ved å bruke simulerte residualer fra R-pakken *Dharma* som egner seg for miksede modeller med tilfeldige effekter (Hartig, 2022). Deretter kjørte jeg en modellutvelgelse der jeg systematisk fjernet forklaringsvariabler for å få en modell med lavest mulig AIC-verdi. Akaikes information criterion (AIC) er en beregning av modellens forklaringssevne relativt til antall variabler, og dermed kompleksitet i modellen. En modell med lav AIC-verdi vil gi en modell med høy forklaringssevne av variasjonen i data, relativt til antall variabler (Bevans, 2023).

De separate modellutvelgelsene ble kjørt for modeller med hovedkategoriene og underkategoriene for arealpåvirkning som forklaringsvariabler. Forklaringsvariablene for modellen med hovedkategoriene var arealendring, spredningskilde, hogstflate, gjennomsnittlig nedbør om sommeren, gjennomsnittlig sommertemperatur, minimumstemperatur om vinteren og gjennomsnittlig vintertemperatur. Forklaringsvariablene for modellen med underkategoriene var avfallsanlegg, forstyrrelse, hogst, nedbygging, trafikkert område, tømmerbehandling, gjennomsnittlig nedbør om sommeren, gjennomsnittlig sommertemperatur, minimumstemperatur om vinteren og gjennomsnittlig vintertemperatur. Responsvariabel for modellene var antall fremmede arter. Alle modellutvelgelsene ble gjort for lineære og generaliserte lineære modeller. GLMM med poisson-fordeling ble ansett som mest hensiktsmessig å bruke, da GLMM (Tabell 4) og LMM (Vedlegg 6) ga relativt like resultater, men totalt artsantall ikke var fullstendig normalfordelt.

Jeg testet minimumstemperatur vinter som en interaksjon mot år som forklaringsvariabel. Dette ble sjekket for å undersøke om lavere vintertemperaturer ville føre til flere eller færre fremmede

arter i påfølgende vekstsesong, ettersom modellen uten interaksjon ga inntrykk av at kaldere vintre ville gi flere fremmede arter. Interaksjonen ble testet på GLMM-modellen for artsantall med underkategorier, der jeg undersøkte om effekten av variablene på responsen var positive eller negative, og om interaksjonen hadde en signifikant effekt på artsantall.

Analyser av artskomposisjon

Formålet med analysene av artskomposisjon var å undersøke hvorvidt menneskelige arealpåvirkninger eller variasjoner i værforhold kunne forklare endringer i sammensetning av fremmede arter på samme ruter over tid. Analyser av forskjeller i artskomposisjon mellom 2019 og 2022 ble gjort ved hjelp av ordinasjonsanalyser med R-pakken *vegan* (Oksanen et al., 2022). Forklaringsvariablene som ble testet ble valgt ut fra hvilke forklaringsvariabler som var signifikante for analysen av artsantall. I tillegg inkluderte jeg gjennomsnittlig sommertemperatur ettersom dette var en del av hypotesene mine. Ved hjelp av funksjonen `anova.cca` i RStudio kjørte jeg permutasjonstester ($n = 999$), som tester modellen ved å kjøre den på randomiserte data. Dette gir sannsynligheten for å få de samme resultatene hvis dataen egentlig er tilfeldig fordelt. Jeg gjorde dette for hele modellen, for aksene og for forklaringsvariablene, både for modellen med hovedkategoriene og for underkategoriene. For hovedkategoriene kjørte jeg en «redundancy analysis» (RDA) med forklaringsvariablene arealendring, spredningskilde, minimumstemperatur om vinteren, gjennomsnittlig sommertemperatur, rute og år. For underkategoriene kjørte jeg analysen med forklaringsvariablene avfallsanlegg, nedbygging, forstyrrelse, minimumstemperatur om vinteren, gjennomsnittlig sommertemperatur, rute og år. Deretter fjernet jeg enkeltvis forklaringsvariabler med p -verdi $> 0,05$ fram til jeg fikk en modell der alle gjenværende variabler hadde en signifikant effekt.

For å undersøke hvilke arter som fordelte seg langs aksene i RDA-analysen, hentet jeg ut artenes akseverdier, «species scores», fra ordinasjonsanalysen i RStudio med R-pakken *vegan* (Oksanen et al., 2022). Dette gjorde jeg for artene med de fem laveste og høyeste verdiene for både RDA1 og RDA2, til sammen 20 arter.

Resultater

Meteorologiske data

Meteorologiske data fra de 74 unike kartleggingsrutene hentet fra Meteorologisk institutt viste at 2019 og 2021 var årene med de kaldeste vintertemperaturene, både gjennomsnittlig gjennom hele vinteren og med gjennomsnittlig minimumstemperatur. Vinteren 2020 hadde de mildeste vintertemperaturene i rutene. Gjennomsnittlig sommertemperatur var forholdsvis lik i alle de fire årene (Tabell 2).

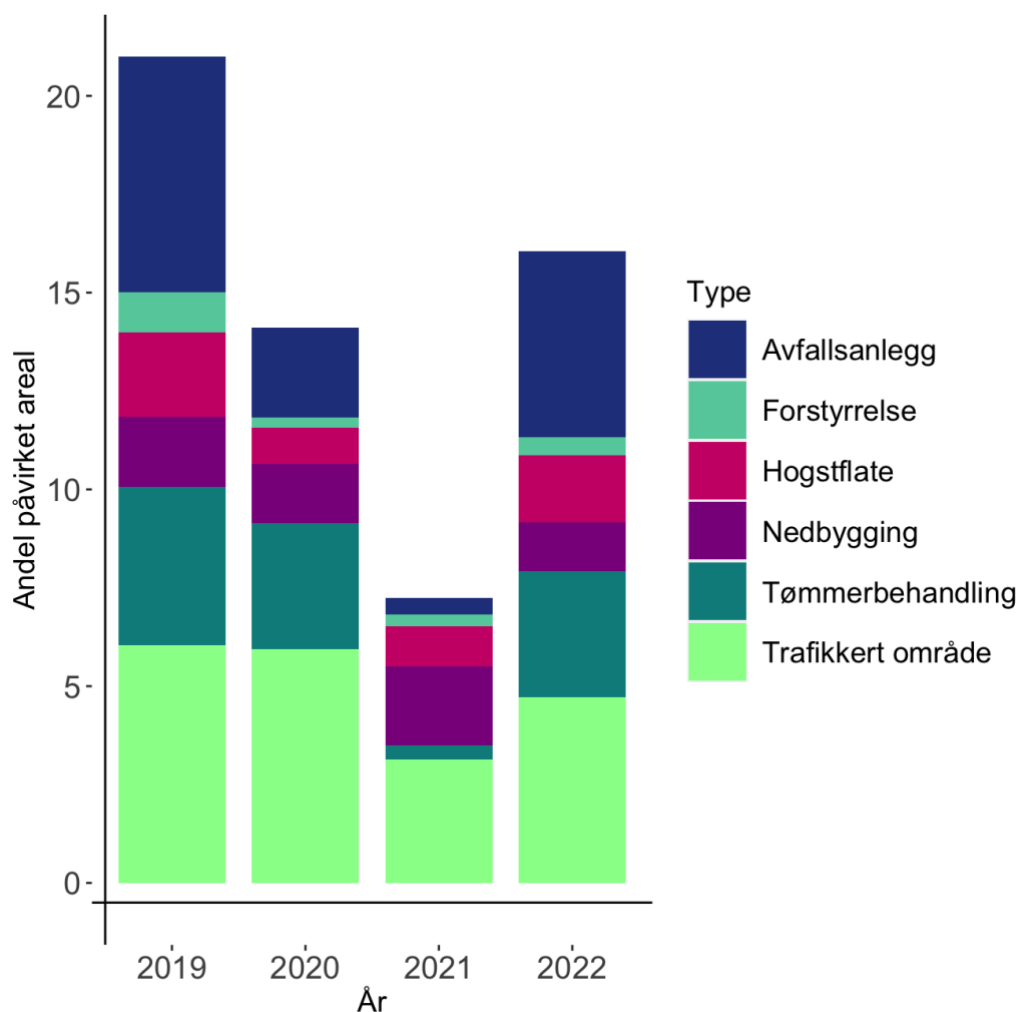
Tabell 2: Gjennomsnittlig minimumstemperatur om vinteren, gjennomsnittlig vintertemperatur og gjennomsnittlig sommertemperatur (°C) i rutene for kartleggingsårene 2019-2022.

	Gjennomsnittlig minimumstemperatur vinter (°C)	Gjennomsnittlig vintertemperatur (°C)	Gjennomsnittlig sommertemperatur (°C)
2019	-9,1	-1,5	16,2
2020	-3,0	2,6	16,4
2021	-9,7	-3,5	16,0
2022	-6,3	0,5	16,6

Arealendringer og spredningskilder

Kartleggingsrutene med tilhørende buffersoner fra 2019 hadde høyest andel areal påvirket som følge av menneskelig påvirkning. Rutene fra 2022 hadde noe mindre påvirket areal, etterfulgt av 2020, og deretter 2021 med minst påvirket areal (Figur 5 og Vedlegg 1).

Tømmerbehandling er en form for menneskeskapt arealpåvirkning som opptok store, sammenhengende områder, i tillegg til at flere av kartleggingsrutene med denne kategorien ble kartlagt i både 2019 og 2022. Dette gjaldt i tillegg for avfallsanlegg og trafikkerte områder, da dette også var store sammenhengende områder. Nedbygging og hogstflater var gjerne mindre områder, der nedbygging kunne være alt fra enkelte tomter der det ble bygget nye boliger til større utbyggingsprosjekter som opptok større arealer. Områder med forstyrrelser var gjerne mindre områder med pågående arbeid der masser ble fjernet og flyttet, og opptok derfor minst endret areal av de de kartlagte områdene, til tross for et stort antall forekomster (Tabell 1).



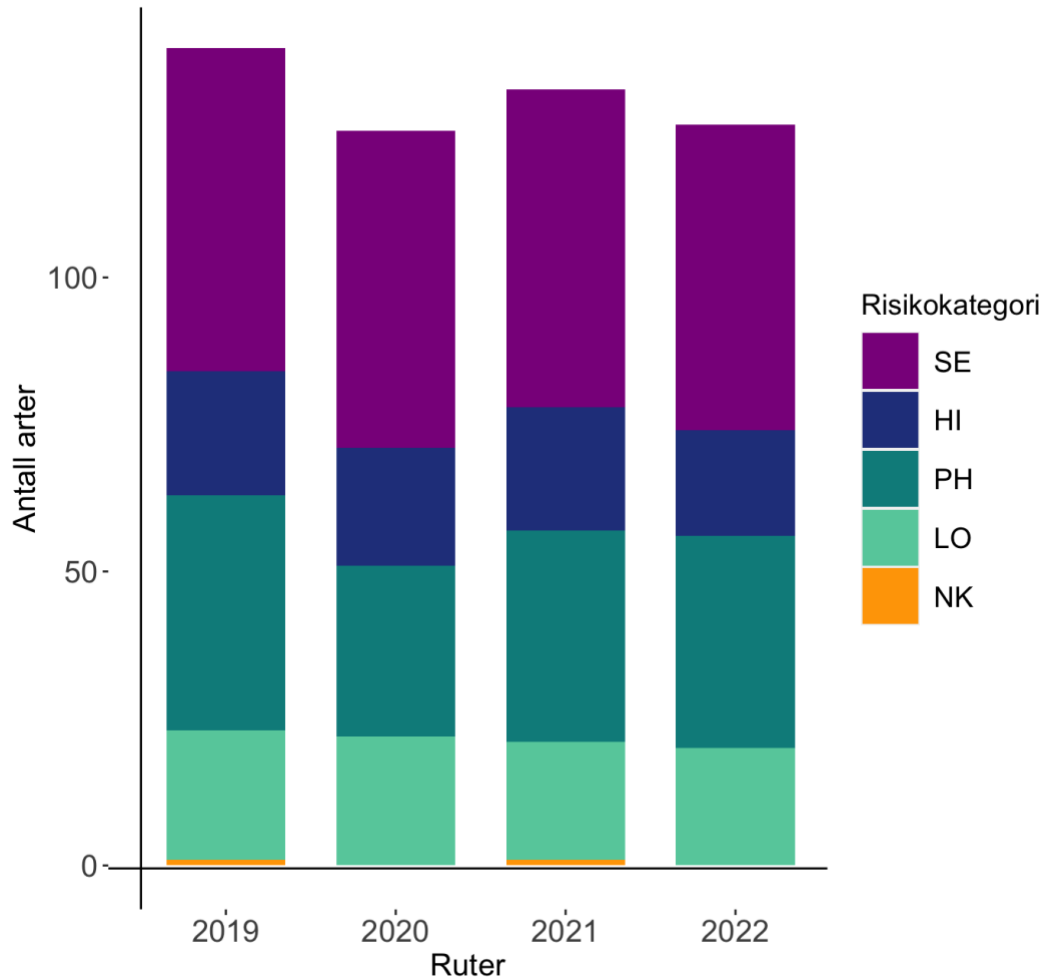
Figur 5: Gjennomsnittlig andel av det totale arealet per kartleggingsrute med tilhørende buffersone påvirket av de ulike typene av arealendring eller spredningskilde fra 2019-2022. Rutene er i hovedsak ulike hvert år, med unntak av 2022 som har mange av de samme rutene som 2019, i tillegg til noen nye ruter.

Det ble kartlagt nye ruter hvert år. Figur 5 representerer dermed ikke en endring mellom enkelte ruter over tid, men en oversikt fra et sett med ruter fra hvert kartleggingsår. Unntaket var 2022, da 17 ruter som var kartlagt i 2019 ble kartlagt om igjen, i tillegg til at det ble kartlagt 8 nye ruter i 2022.

Artsantall

Det ble registrert 139 fremmede plantearter i kartleggingsrutene fra 2019, 125 arter i rutene fra 2020, 132 arter i rutene fra 2021 og 126 arter i rutene fra 2022 (Figur 6 og Vedlegg 7). De kartlagte artene representerte alle risikokategorier på fremmedartslista; ingen kjent risiko (NK), lav risiko (LO), potensielt høy risiko (PH), høy risiko (HI) og svært høy risiko (SE) (Artsdatabanken, 2023b). Gjennomsnittlig antall registrerte arter i hver kartleggingsrute var 23

i 2019, 19 i 2020, 22 i 2021 og 18 i 2022 (Vedlegg 2, 3, 4 og 5). Det er viktig å poengtere at artsantallet for hvert år ikke representerer en endring mellom årene, da artene i hovedsak er kartlagt på ulike ruter i ulike år.



Figur 6: Antall arter registrert i rutene fra 2019-2022 med risikokategoriene ingen kjent risiko (NK), lav risiko (LO), potensielt høy risiko (PH), høy risiko (HI) og svært høy risiko (SE).

Kartleggingsruter og tilhørende buffersone med mer menneskeskapt arealpåvirkning hadde flere fremmede karplantearter. Alle kategoriene for arealendringer og spredningskilder hadde positive estimat (Tabell 4). I GLMM-modellen for hovedkategorier viste arealendring og spredningskilde en signifikant effekt på artsantall, sammen med minimumstemperatur vinter og rute som tilfeldige effekter (Tabell 4). For underkategorier hadde modellen signifikant effekt med variablene avfallsanlegg, forstyrrelse og nedbygging, samt minimumstemperatur vinter og rute (Tabell 4). Forstyrrelse hadde størst effekt. Det vil si at arealendringer som medførte flytting av masser ga størst artsantall av fremmede arter i de kartlagte rutene.

Tabell 4: Estimat, standardfeil, z-verdi, p-verdi og signifikans fra generaliserte lineære miksedede modeller for artsantall av fremmede planter i rutene kartlagt i 2019, 2020, 2021 og 2022.

	Forklaringsvariabler	Estimat	Std.feil	z-verdi	p-verdi
Hovedkategorier	(Intercept)	2,63	0,08	33,23	< 0,001
	Arealendring	0,02	0,01	2,52	0,012
	Spredningskilde	0,01	0,00	3,40	< 0,001
	Minimumstemperatur vinter	-0,03	0,01	-2,96	0,003
Underkategorier	(Intercept)	2,67	0,07	35,84	< 0,001
	Avfallsanlegg	0,01	0,00	3,07	0,002
	Forstyrrelse	0,11	0,03	3,00	0,003
	Nedbygging	0,02	0,01	2,12	0,034
	Minimumstemperatur vinter	-0,02	0,01	-2,50	0,012

Det ble i 2019 registrert både høyest antall fremmede arter i hele kartleggingssesongen (Figur 6 og Vedlegg 7) og gjennomsnittlig flest fremmede arter i hver rute (Vedlegg 2), i tillegg til at dette også var et år med lave vintertemperaturer (Tabell 2). GLMM-modellen for både hoved- og underkategorier viste signifikant effekt for minimumstemperatur vinter der estimatene var negative. Det kunne derfor se ut til at kalde vintertemperaturer ville medføre flere fremmede arter i påfølgende vekstsesong. For å undersøke om det kunne være en signifikant sammenheng mellom kalde vintertemperaturer og antall kartlagte fremmede arter, testet jeg interaksjonen mellom forklaringsvariablene minimumstemperatur vinter og år på GLMM-modellen for underkategorier. I denne modellen fikk ikke minimumstemperatur om vinteren en signifikant effekt på artsantall (Tabell 5). Estimatet endret seg fra å være negativt til positivt, med unntak av året 2022. For 2020 nærmet interaksjonen seg å få en signifikant effekt på artsantall, med en positiv sammenheng mellom mildere vintre og antall registrerte fremmede arter i kartleggingsrutene.

Tabell 5: Estimater, standardfeil, z-verdi, p-verdi og signifikans fra generaliserte lineære miksedde modeller for artsantall for fremmede planter i rutene fra 2019-2022 med interaksjonen mellom minimumstemperatur om vinteren og år for artsantall.

Forklaringsvariabler	Estimat	Std.feil	z-verdi	p-verdi
(Intercept)	2,77	0,34	8,07	< 0,001
Nedbygging	0,01	0,01	1,12	0,265
Minimumstemperatur vinter	-0,03	0,03	-0,76	0,449
År 2020	0,32	0,39	0,83	0,405
År 2021	0,20	0,41	0,49	0,625
År 2022	-0,23	0,36	-0,65	0,513
Minimumstemperatur vinter 2020	0,12	0,07	1,82	0,069
Minimumstemperatur vinter 2021	0,02	0,04	0,55	0,585
Minimumstemperatur vinter 2022	-0,02	0,04	-0,59	0,554

Artskomposisjon

Ingen av GIS-variablene i modellen for hovedkategorier hadde signifikant effekt på artskomposisjon av fremmede planter, og modellen omtales derfor ikke videre her (Vedlegg 8 og 9). I modellen der GIS-variablene var delt inn i mer detaljerte underkategorier hadde nedbygging en signifikant effekt på artskomposisjon, sammen med gjennomsnittlig minimumstemperatur i vintermånedene, år og rute (Tabell 6). Modellen forklarte omtrent 80% av total forklart variasjon (Tabell 7).

Tabell 6: Frihetsgrader (df), varians, F-verdier og p-verdier fra permutasjonstesten av forklaringsvariablene fra modellen for artskomposisjon av fremmede planter i 2019 og 2022 med underkategorier av arealendringer.

Forklaringsvariabler	Df	Varians	F-verdier	p-verdier
Rute	27	0,491	1,89	0.001
Nedbygging	1	0,013	1,39	0.033
År	1	0,018	1,84	0.002
Minimumstemperatur vinter	1	0,013	1,37	0.032
Residual	14	0,135		

Tabell 7: Variasjon forklart av modellen for artskomposisjon av fremmede planter i 2019 og 2022 med underkategorier av arealendringer, der andel forklart variasjon viser den prosentvise forklaringen i modellen.

	Variasjon	Andel forklart variasjon
Totalt	0,670	1,000
Forklart av modellen	0,536	0,799
Uforklart	0,135	0,201

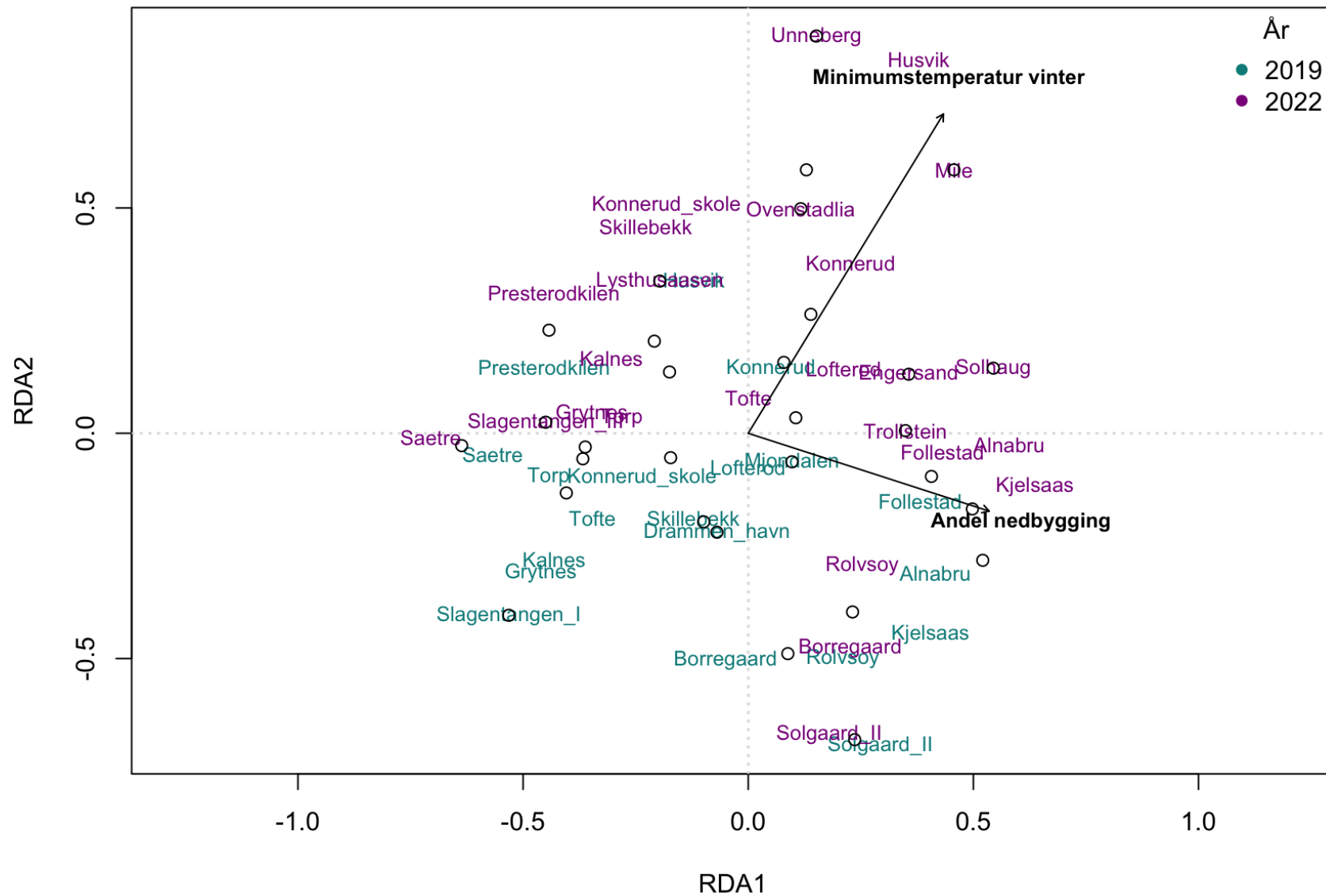
Jeg testet hvor stor andel av modellen som ble forklart av rutene ved å fjerne rute som forklaringsvariabel (Vedlegg 10). RDA-ordinasjonen uten rute fikk fremdeles en signifikant modell, men andel forklart variasjon gikk ned til 9% (Vedlegg 11). Modellens forklaringssevne er derfor sterkt avhengig av forskjeller i artskomposisjon mellom ruter.

Ordinasjonsplottet for underkategoriene indikerer ulike gradienter for RDA1 og RDA2 (Figur 7). RDA1-aksen dekker en variasjon på ca. 11% av total variasjon forklart av modellen. RDA2-aksen forklarer kun 8% av total variasjon. RDA1 skiller rutene som har påvirkning fra arealbruk i form av nedbygging, fra ruter som ikke har dette. RDA2 grupperer rutene fra 2019 og 2022, der forskjellen kommer fram som følge av kaldere minimumstemperaturer om vinteren i 2019, til tross for noe overlapp mellom årene. Pilen for minimumstemperatur vinter som peker mot høyere RDA2-verdier indikerer derfor at artskomposisjonen i rutene som grupperes her påvirkes av milde vintertemperaturer. Dette kommer av at både vintertemperaturene og estimatet har negative verdier.

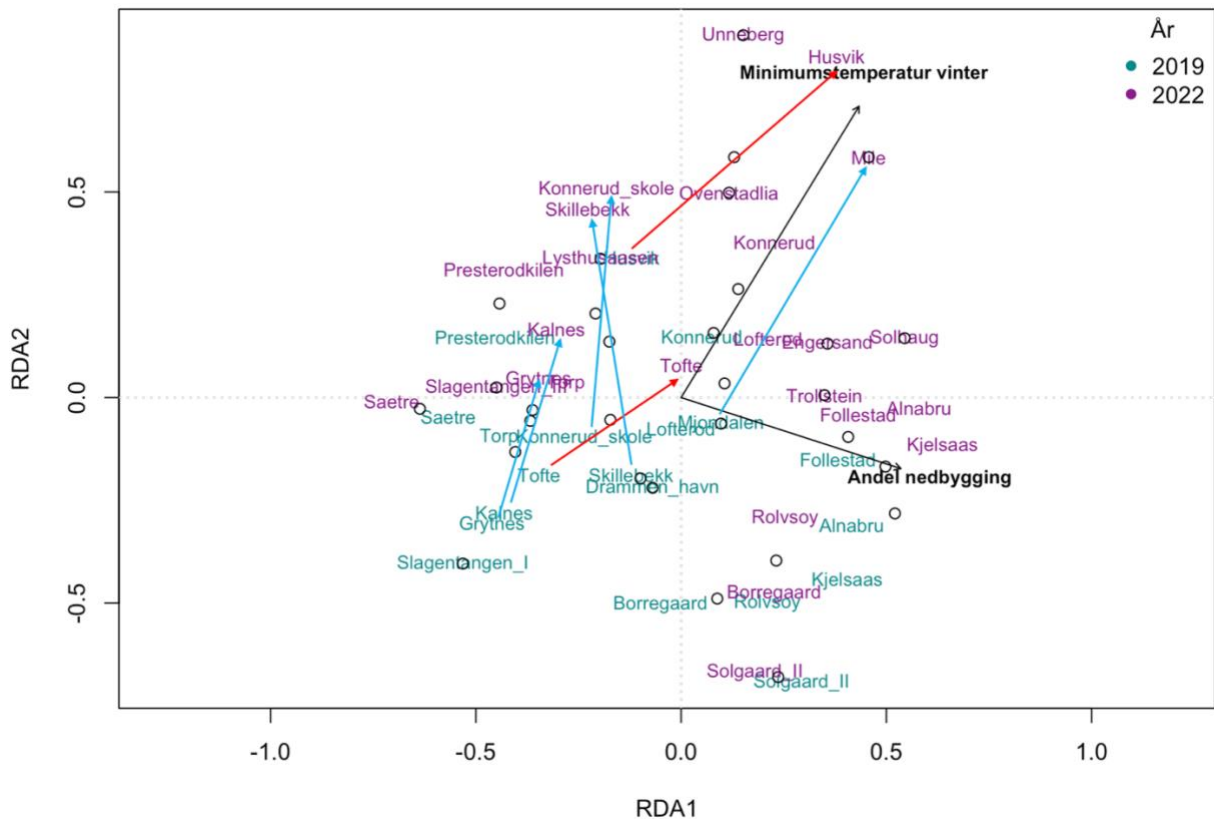
Flertallet av de samme rutene kartlagt i 2019 og 2022 som ligger langt fra hverandre i ordinasjonsplottet, hvilket indikerer en endring i artskomposisjon, ligger langs RDA2-gradienten som indikerer forskjeller i temperatur mellom 2019 og 2022 (Figur 7 og 8). De fleste rutene hadde i tillegg forskjøvet seg noe mot høyre og en høyere andel nedbygging. Ruter som Mjøndalen/Mile¹, Husvik, Tofte, Kalnes, Grytnes, Konnerud skole og Skillebekk fordeler seg langt fra hverandre langs RDA2-aksen og viser en større forskjell i artskomposisjon mellom 2019 og 2022 enn de andre rutene, som til dels forklares av påvirkning fra vintertemperaturen i de to årene. Rutene Husvik, Tofte og Mjøndalen/Mile fordeler seg også forholdsvis langt fra

¹ Mjøndalen-ruten ble flyttet etter 2020 fordi hageavfallet i denne ruten ble flyttet. Ruten som nå brukes kalles Mile og er forskjøvet noe sørover fra den originale ruten. Mile-ruten grenser til Mjøndalen-ruten og rutenes buffere overlapper i stor grad. Rutene er derfor ikke 100% sammenlignbare.

hverandre på RDA1-aksen, som indikerer forskjeller i påvirkning fra nedbygging mellom rutene i de to kartleggingsårene.



Figur 7: RDA-ordinasjon for modell med underkategorier for artskomposisjon av fremmede plantearter. Grønne stedsnavn er ruter fra 2019 og lilla stedsnavn er ruter fra 2022. Figur: Pauline Marie Søndena



Figur 8: Plott fra RDA-ordinasjon med piler som indikerer en endring i hvordan samme ruter kartlagt i 2019 og 2022 har forskjøvet seg i forhold til artskomposisjonen i rutene. Blå piler viser en forskyving mellom ruter som fordeler seg langs RDA2-aksen. Røde piler viser en forskyving mellom ruter som fordeler seg både langs RDA1- og RDA2-aksen. Figur: Pauline Marie Søndena.

Artene med de fem laveste RDA1-verdiene, som dermed var knyttet til områder med lite påvirkning av nedbygging, var sprikemispel (*Cotoneaster divaricatus*), blankmispel (*Cotoneaster lucidus*), høstberberis (*Berberis thunbergii*), bulkemispel (*Cotoneaster bullatus*) og dielsmispel (*Cotoneaster dielsianus*) (Tabell 8). I motsatt ende av aksene, med de fem høyeste RDA1-verdiene og stor arealpåvirkning som følge av nedbygging, var taggsalat (*Lactuca serriola*), russekål (*Bunias orientalis*), ugrasmjølke (*Epilobium ciliatum subsp. Ciliatum*), gullregn (*Laburnum anagyroides*) og fagerfredløs (*Lysimachia punctata*).

Ved de fem laveste verdiene på RDA2-aksen, som indikerer lave vintertemperaturer, grupperte artene buskhyll (*Sambucus racemosa*), hagelupin (*Lupinus polyphyllus*), taggsalat (*Lactuca serriola*), legesteinkløver (*Melilotus officinalis*) og rynkerose (*Rosa rugosa*) seg (Tabell 8). Artene med de fem høyeste RDA2-verdiene var tunbalderbrå (*Lepidotheca suaveolens*), ugrasmjølke (*Epilobium ciliatum subsp. Ciliatum*), hønsehirse (*Echinochloa crus-galli*), hvitdodre (*Berteroa incana*) og russekål (*Bunias orientalis*), som grupperte seg i ruter med høyere vintertemperaturer.

Majoriteten av disse artene er registrert som fremmede arter med svært høy risiko (SE) på Fremmedartslista, med unntak av tunbalderbrå (Solstad et al., 2023f) og hønsehirse (Hegre et al., 2023e) som begge er registrert til å kunne medføre potensielt høy risiko (PH) (Tabell 8).

Tabell 8: Artene med de fem laveste og høyeste RDA-verdiene langs RDA1- og RDA2-aksen.

		RDA-verdier	Art	Risikokategori		
RDA1	Lave verdier	-0,261658056	Sprikemispel	SE		
		-0,252893853	Blankmispel	SE		
		-0,183872854	Høstberberis	SE		
		-0,126703242	Bulkemispel	SE		
		-0,122274764	Dielsmispel	SE		
	Høye verdier	0,174617655	Taggsalat	SE		
		0,171033292	Russekål	SE		
		0,141449697	Ugrasmjølke	SE		
		0,134478505	Gullregn	SE		
		0,116055011	Fagerfredløs	SE		
		RDA2	Lave verdier	-0,211752353	Buskhyll	SE
				-0,183567218	Hagelupin	SE
				-0,1288128	Taggsalat	SE
-0,11394484	Legesteinkløver			SE		
-0,112850905	Rynkerose			SE		
Høye verdier	0,174617655		Tunbalderbrå	PH		
	0,171033292		Ugrasmjølke	SE		
	0,141449697		Hønsehirse	PH		
	0,134478505		Hvitdodre	SE		
	0,116055011		Russekål	SE		

Diskusjon

Målet med denne studien var å undersøke hvordan artsantall og artskomposisjoner av fremmede karplanter utvikler seg mellom lokaliteter og over tid i kystnære områder i Sørøst-Norge. Studiens hovedspørsmål var om det kunne identifiseres faktorer som gjør et område lettere invaderbart for fremmede arter. Spørsmålet skulle besvares ved å undersøke om antallet fremmede plantearter funnet i ulike områder og endringer av artskomposisjon av fremmede arter over tid på samme lokalitet viste sammenheng med arealpåvirkninger i og rundt området. Resultatene viste forskjeller i både artsantall- og komposisjon som følge av ulike former for arealendringer og spredningskilder, i tillegg til variasjon som var knyttet til minimumstemperatur om vinteren mellom kartleggingsårene.

Endringer i naturen som følge av menneskeskapt arealpåvirkninger har i tidligere studier vist å medføre en større introduksjon av fremmede arter som er godt tilpasset habitater med mye menneskelig påvirkning. Dette betyr at områder med menneskeskapt arealpåvirkninger ofte har en positiv effekt når det gjelder et områdes invaderbarhet (Lockwood et al., 2007). Menneskelig påvirkning i naturen øker både antall og hyppighet av introduserte individer («propagule pressure») samtidig som habitater forstyrres og endres (Gioria et al., 2023; Lockwood et al., 2007). Individer av fremmede plantearter kan ikke etablere seg i et område dersom de fysiologiske behovene ikke kan dekkes (Horvitz et al., 1998; Lockwood et al., 2007), noe som gjør et områdes kvaliteter til en viktig faktor for å avgjøre graden av invaderbarhet i et område. Dette har blitt vist gjennom flere studier som konkluderer med at grad av invaderbarhet er steds- og kontekstavhengig (Gallien & Carboni, 2016) og blant annet varierer mellom plante-samfunn, med miljøgradienter (Hulme & Bernard-Verdier, 2017) og suksesjon (Funk et al., 2016; Gallien & Carboni, 2016).

Effekten på artsantall

Mine analyser viste at en større andel menneskeskapt arealpåvirkning i og rundt rutene korrelerte med en økning i antall fremmede arter, hvilket kan tolkes som en høyere invaderbarhet. Det samme fant Dainese et al. (2017) i sin studie om spredning av fremmede arter i Alpene, der tilstedeværelse av veier var en av de viktigste driverne av spredning. I min studie hadde nedbygging og forstyrrelser som skaper eksponert jord en effekt på artsantallet, der større andel påvirket areal ga flere fremmede arter. I tillegg hadde nærvær av avfallsanlegg en positiv effekt på artsantallet, noe som samsvarer med at slike anlegg tidligere har vist seg å

være en spredningskilde for fremmede arter (Vaverková et al., 2022). Det var særlig forstyrrelser som ga eksponert jord som økte rutenes invaderbarhet, målt som antall fremmede arter. Dette styrker hypotesen om at områder med større andel arealpåvirkninger som medfører eksponert jord det året plantene ble kartlagt, vil ha høyest antall fremmede arter. Denne effekten er også kjent fra andre studier (Barbosa et al., 2010; Colautti et al., 2006), og kommer av at mange fremmede arter er særlig knyttet til tidlig suksesjon med lite konkurranse fra stedegne arter (Davis et al., 2000; Emery, 2010; Huston, 2004). I tillegg kan jordbearbeiding fremskynde spiring gjennom at frødvalen brytes i et tidligere stadium (Dillis et al., 2017), og på denne måten bidra til ytterligere invaderbarhet i et område. Dette har blitt vist både i forstyrrede områder der arter allerede har vært til stede (Lockwood et al., 2007), og i områder der nye arter har blitt introdusert (Kempel et al., 2013). Sammen med mine funn tyder dette på at dersom menneskelig arealpåvirkning i et område medfører eksponert jord, vil sjansen for en økning i antall fremmede arter i området være stor.

Fra mine analyser er forstyrrelser og nedbygging begge kategorier av menneskeskapt arealpåvirkning som kan medføre eksponert jord. Nedbygging er en prosess som består av flere faser, der anleggsfasen gjerne medfører en periode der jorden eksponeres i stor grad. Avfallsanlegg er derimot en kategori av spredningskilder med stor sannsynlighet for introduksjon av nye arter, da avfallsanleggene i og nær rutene i denne studien har åpne deponier for hageavfall. Mangel på areal med mye eksponert jord hos avfallsanleggene kan derfor være med på å forklare hvorfor denne typen arealpåvirkning ikke ga like sterk effekt på artsantallet som de to andre kategoriene.

Hverken gjennomsnittlig sommertemperatur, nedbør om sommeren eller gjennomsnittlig vintertemperatur hadde signifikant påvirkning på antall arter i min studie. Hou et al. (2014) fant derimot en sterk effekt av sommertemperatur på antall fremmede plantearter i sin studie gjort på arter i kurvplantefamilien i Kina. Sammenligning av fremmede og stedegne arter i plantefamilien viste at frø fra fremmede arter spirte lettere, og frøplantene av fremmede arter vokste bedre med høyere sommertemperaturer enn frø fra stedegne arter. De fremmede artene var i tillegg mer tolerante for ekstremt høye sommertemperaturer. I min studie var det riktignok lite variasjon i gjennomsnittlig sommertemperatur både mellom ruter og mellom år, noe som kan ha vært med på å forklare hvorfor dette ikke hadde en effekt på artsantall. Jeg fant derfor ingen sammenheng mellom at områder med høye sommertemperaturer ville medføre at flere arter av fremmede karplanter klarer å etablere seg, slik det ble antatt i hypotesen. Dersom de

kartlagte rutene hadde strakt seg over en større klimatisk gradient, for eksempel lenger nord i Norge, ville jeg kanskje ha funnet en effekt av sommertemperatur på antall fremmede arter.

Det var en interaksjon mellom vintertemperaturer og kartleggingsår, og for rutene kartlagt i 2020 fant jeg en nær signifikant positiv sammenheng mellom mildere vintre og antall registrerte fremmede arter i kartleggingsrutene. Dette kan være med på å styrke hypotesen om at milde vintertemperaturer vil medføre at flere fremmede karplantearter klarer å etablere seg. Resultatet er i tråd med lignende funn fra en studie gjort av Archer og Predick (2008). Den neotropiske arten *Pennisetum ciliare*, som er sensitiv til kalde vintertemperaturer, ble introdusert til sørøstlige deler av USA under de milde vintrene i 1980-årene og etablerte seg der. Arten har senere spredt seg nordover i landet etter hvert som minimumstemperaturer om vinteren har fortsatt å stige som følge av klimaendringer. På sin side er Norges kalde vintre ofte en begrensning for mange arters overlevelse i landet, og mine resultater tyder på at dette kan bidra til å forklare forskjeller i artsantall som følge av vintertemperaturer, selv på en mindre geografisk skala mellom lokaliteter i Sørøst-Norge.

Effekter av værforhold ett eller flere år tilbake i tid har ikke blitt undersøkt systematisk i denne studien. Det ville derfor i videre arbeid vært interessant å undersøke hvordan temperaturer i foregående år påvirker plantene i vekstsesongen året etter. Dette ville bidratt til å i større grad forstå hvordan vinter- og sommertemperaturer påvirker artsantall og -komposisjoner over tid. Sommeren 2018, som denne studien ikke har meteorologiske data fra, var for eksempel en sommer med svært høye temperaturer over lengre perioder (Skaland et al., 2019). Høye sommertemperaturer dette året kan ha hatt en sammenheng med at påfølgende vekstsesong i 2019 var kartleggingsåret der det ble registrert flest fremmede arter. Årene 2019 og 2021 hadde kalde vintertemperaturer, og i påfølgende vekstsesong i 2020 og 2022 ble det registrert færre fremmede arter. Motsatt hadde vinteren 2020 de mildeste vintertemperaturene, og artsantallet steg i vekstsesongen 2021. Disse sammenhengene må analyseres ytterligere, men kunne vært med på å styrke hypotesen om at områder med høye sommertemperaturer og milde vintertemperaturer vil føre til at flere arter av fremmede karplanter klarer å etablere seg.

Effekten på artskomposisjon

Et flertall av kartleggingsrutene hadde en tilnærmet lik artskomposisjon i 2019 og 2022, noe som indikerer en god og nøyaktig feltkartlegging. For rutene som hadde en større forskjell i artskomposisjon, så det oftest ut til at forskjellene var knyttet til endringer i værforhold, spesifikt vintertemperatur, men også i noen tilfeller forskjeller i andel nedbygging i og rundt rutene de to årene.

Effekten av nedbygging

Enkelte ruter hadde større grad av nedbygging i 2022 enn i 2019, noe som bidro til å forklare forskjeller i artskomposisjon mellom de to årene. Dette er med på å styrke hypotesen om at andelen av arealet som er endret av menneskelige inngrep de foregående tre årene fra kartleggingsåret vil bidra til å forklare forskjeller i artskomposisjon av fremmede planter mellom områder, og mellom samme område kartlagt ulike år, dersom det har vært store arealendringer mellom de to kartleggingsårene.

At det kun var arealpåvirkninger i form av nedbygging som hadde en effekt på artskomposisjon, kan komme av at nedbygging i og utenfor rutene har medført at området har fått tilført forurensede masser fra andre områder med innhold av frø eller andre plantedeler fra fremmede arter. Slike masser kan gi en sterk økning i både antall og hyppighet av introduserte individer som kan etablere seg (Gioria et al., 2023). En slik økning i tilførsel av arter i kombinasjon med store mengder eksponert jord kan medføre at både artskomposisjonen i området endres (Langmaier & Lapin, 2020), og at områdets invaderbarhet øker (Davis et al., 2000). Urbane områder og nedbygging medfører etablering av veier, noe Dainese et al. (2017) fant at fungerer som viktige spredningskilder for fremmede arter til nye områder. I tillegg er det sannsynlig at det i urbane områder vil plantes inn fremmede arter i hager, parker og lignende områder som kan spre seg videre fra beplantningsområdet. På en annen side kan det antas at nedbygging vil bidra til å redusere andelen tilgjengelige habitater etter at anleggsfasen med eksponert jord er over og nedbyggingen er ferdigstilt. Dermed kan nedbygging også bidra til å fjerne enkelte habitater og på den måten endre artskomposisjonen (Davis et al., 2005).

Artene som hovedsakelig forekom i ruter med lav grad av nedbygging var flere mispelarter og høstberberis. Dette er arter som gjerne forekommer i åpne habitater og lysåpen skog, oftest på kalkrik mark, men også på fattigere berggrunn (Fløistad et al., 2023; Hegre et al., 2023a; Hegre

et al., 2023b; Hegre et al., 2023c; Hegre et al., 2023g). I ruter med større grad av nedbygging var det arter som typisk finnes på sterkt endret fastmark, slik som taggsalat (Solstad et al., 2023e), russekål (Hegre et al., 2023f), ugrasmjølke (Hegre et al., 2023h), gullregn (Solstad et al., 2023b) og fagerfredløs (Solstad et al., 2023a). Nedbygging medfører en endring fra naturlige arealer til nettopp sterkt endret fastmark. I tillegg vil det ofte oppstå mellomfaser i anleggsfasen der det skapes mye eksponert jord, noe jeg fant at fører til høyere antall fremmede arter. En andel av disse artene kan fortsatt være etablert i området, selv om mengden eksponert jord gjerne reduseres etter at nedbyggingen er fullført (Lockwood et al., 2007).

Effekten av vintertemperatur

De fleste rutene som hadde en større endring i artskomposisjon fra 2019 til gjenkartleggingen i 2022 så ut til å bli hovedsakelig påvirket av endringer i vintertemperatur mellom årene. Kaldere vintertemperaturer i foregående vinter førte til at det ble funnet andre arter i rutene fra 2019 enn i 2022 da vinteren var mildere. Disse funnene styrker hypotesen om at variasjon i et områdes værforhold mellom år vil medføre endringer i områdets artskomposisjon.

Klimaendringer og forandringer i temperaturforhold har vist seg å bidra til å trigge ulike responser hos fremmede arter. Som følge av økte sommertemperaturer og milde vintre flytter mange av de fremmede artenes utbredelse seg gradvis mot polene og områder som tidligere var kaldere strøk, og dermed mot temperaturforhold som artene er tilpasset og kan etablere seg i (Bradley et al., 2010). På en mindre geografisk skala kan endringer i et områdes temperaturforhold påvirke demografiske prosesser slik som frøbanker og frøplanters overlevelse, plantenes veksthastighet og evne til reproduksjon (Walck et al., 2010). Disse responsene på mildere vintertemperaturer kan være med på å endre hvilke arter som kan overleve det overvintrende stadiet i et område, og føre til at fremmede arter kan spre seg til nye områder som tidligere var for utfordrende å etablere seg i. På denne måten kan et områdes artskomposisjon endres, selv på en liten skala (Finch et al., 2021). Berger et al. (2007) fant blant annet ut at milde vintre i enkelte områder av edelløvkoger i Sentral-Europa medførte en endring i artskomposisjon, der områdene gikk fra å ha typiske edelløvkogsarter til å bli mer tilpasset eviggrønne arter.

Artene som hovedsakelig forekom i ruter med kaldere vintertemperaturer var buskhyll, hagelupin, taggsalat, legesteinkløver og rynkerose. Buskhyll (Skarpaas et al., 2023a) og rynkerose (Skarpaas et al., 2023b) er flerårige buskarter som anses som mer hardføre arter som

håndterer kaldere temperaturer godt. Hagelupin er også en flerårig art og er registrert helt nord til Finnmark, noe som tyder på at denne arten også tolererer kalde vintertemperaturer (Solstad et al., 2023c). Legesteinkløver er derimot en toårig art som ikke har etablert seg lenger nordover enn Trøndelag (Solstad et al., 2023d). Det kan derfor se ut til at denne arten ikke er like kuldetolerant som de tre andre. I likhet er taggsalat, som er en ettårig urt, ikke en art som opprinnelig anses som robust overfor kalde temperaturer. Taggsalat har derimot blitt en svært vanlig art i urbane områder i Sørøst-Norge de siste tiårene, noe som kan komme av at arten kan ha blitt mer konkurransedyktig som følge av genetiske forandringer over tid (Solstad et al., 2023e). Dette kan bidra til å forklare hvorfor denne arten likevel ble funnet i ruter som var påvirket av kaldere vintertemperaturer.

I rutene med mildere vintertemperaturer forekom artene tunbalderbrå, ugrasmjølke, hønsehirse, hvitdodre og russekål. Tunbalderbrå (Solstad et al., 2023f) og hønsehirse (Hegre et al., 2023e) er begge ettårige arter, og nokså kortlevde. Ugrasmjølke (Hegre et al., 2023h) og hvitdodre (Hegre et al., 2023d) er flerårige arter, og russekål er en toårig art (Hegre et al., 2023f). De finnes alle i forstyrrede og åpne, urbane områder. Etersom fremmede arter ofte har sin opprinnelse fra sydligere og varmere verdensdeler, vil sannsynligvis de fleste fremmede planteartene kartlagt i min studie ha en fordel av den sørlige beliggenheten i landet og milde vintertemperaturer (Endrestøl et al., 2020; Gederaas et al., 2012). Alle de kartlagte rutene ligger tross alt i kystnære strøk i Sørøst-Norge som vil ha milde vintre relativt til områder lenger nord og lenger inn i landet. Dermed var det heller ikke store forskjeller i gjennomsnittstemperaturer mellom ruter. Klima som en forklarende effekt på både artsantall og artskomposisjon ville nok hatt en enda større effekt for et datasett med kartleggingsruter både i sør, øst, vest og nord i landet.

Andre påvirkende faktorer

Artskomposisjonen i flere av rutene kan til dels forklares av både en større andel nedbygging i rutene, og endringer i vintertemperatur mellom de to årene. Av disse tre rutene var det kun enkelte som faktisk hadde en økt andel nedbygging fra 2019 til 2022. At en lignende endring ikke var gjeldende alle rutene, til tross for at disse forflyttet seg mot mer påvirkning av nedbygging i ordinasjonsplottet, kan komme av at rutene også var påvirket av andre faktorer. RDA1-aksen representerer dermed ikke bare en gradient av nedbrytning. Det betyr at rutenes posisjon langs denne aksene ikke nødvendigvis indikerer hvor mye nedbygging rutene faktisk gjenspeiler, men at aksene reflekterer en gradient i artssammensetning som delvis kan forklares

av nedbygging. Dette viser tydelig at det er flere faktorer enn det som måles i denne studien som påvirker forskjellene i enkelte ruters artskomposisjon mellom 2019 og 2022. Disse kartleggingsrutene kan dermed ha fått en lignende artssammensetning som ruter med en større andel nedbygging i 2022 som følge av de ukjente faktorene. Resultatene støtter derfor bare delvis hypotesen om at andelen av arealet som er endret av menneskelige inngrep de foregående tre årene fra kartleggingsåret vil bidra til å forklare forskjeller i artskomposisjon av fremmede planter mellom samme område kartlagt ulike år, dersom det har vært store arealendringer mellom de to kartleggingsårene.

Modellens forklaringssevne var sterkt avhengig av forskjellene i artskomposisjon mellom kartleggingsrutene på grunn av kartleggingsrutenes plassering. Dette betyr at det er store forskjeller i artskomposisjon mellom de ulike rutene som ikke kan forklares gjennom forklaringsvariablene fra denne studien. Det vil være mange viktige faktorer knyttet til blant annet vekstvilkår som ikke er registrert i forbindelse med denne studien, men som det ville vært svært interessant å studere i videre analyser. Dette kan være faktorer som eksempelvis områdets naturtype, berggrunn, soleksponering og fuktighetsgradienter.

Dersom det hadde vært størst forskjeller mellom år i forhold til artskomposisjon, ville det vært viktigst å kartlegge samme områder ofte. Hadde forskjellene mellom rutene vært størst, ville det vært viktigst å kartlegge flere og ulike lokaliteter, slik at man kunne fanget opp mange og eventuelle nye fremmede arter. Sammenligning av effekten av år og lokalitet er derfor en viktig faktor for videre overvåking av fremmede arter, og for å oppnå riktig hensikt med overvåkingen av artene. På denne måten kan man effektivisere kartleggingen og minimere kostnader. Rutenes plassering forklarte en høy andel av variasjonen i ordinasjonsanalysen, og mange av rutene hadde nokså lik artskomposisjon begge årene. For å oppdage nye fremmede arter vil det derfor være viktig å kartlegge nye ruter. Flertallet av rutenes forskjeller i artskomposisjon mellom år oppstod som følge av temperaturforskjeller mellom årene 2019 og 2022. Dette betyr at det i videre kartleggingsarbeid også kan være hensiktsmessig å fortsette gjenkartleggingen av allerede eksisterende ruter, ettersom rutene som allerede brukes er godt utvalgte og fungerende ruter.

Konklusjon

Andel menneskeskapte arealpåvirkninger i et område hadde stor betydning for invaderbarhet, i betydningen antall fremmede arter, i de undersøkte kartleggingsrutene. Nedbygging førte også til endring i områdets artskomposisjon. Kartleggingsrutene i denne studien er valgt ut for å ha høy sannsynlighet for forekomster av fremmede arter. Rutene representerer derfor i liten grad områder med svært liten invaderbarhet, men befinner seg heller på skalaen fra middels og opp mot svært høy invaderbarhet. Analysene av de ulike menneskeskapte arealpåvirkningene påvirkes derfor av at områdenes invaderbarhet ligger på en høy ende av skalaen. Arealpåvirkningene kunne hatt en enda større effekt dersom det hadde vært inkludert ruter andre steder i landet i den andre enden av skalaen, med svært lite menneskelig arealpåvirkning og svært få fremmedarter. På en annen side kan ruter i områder med mye menneskelig arealpåvirkning fortelle oss noe om hva som skiller invaderbarheten i ruter i mer urbane strøk. Resultatene kan bidra til å gi oss anbefalinger i forhold til hvilke former for arealbruk som bør minimeres, og dermed fungere som konkrete tiltak i kommunenes arealplanlegging og fremtidig bekjempelse av fremmede arter.

En større andel menneskeskapte arealendringer i og rundt rutene medførte en høyere invaderbarhet, der forstyrrelser med eksponert jord, nedbygging og nærvær av avfallsanlegg ga høyest artsantall i og rundt rutene. For å forhindre økt invaderbarhet bør derfor lengre perioder og areal med eksponert jord minimeres, jord og masser som brukes i anleggsfasen bør være uten forurensning fra fremmede arter, og det bør fremsettes tiltak for å forhindre spredning av fremmede arter fra avfallsanlegg. Milde vintre kan i tillegg medvirke til høyere artsantall i påfølgende vekstsesong. For rutenes artskomposisjon var det forskjeller i både nedbygging og minimumstemperatur om vinteren mellom år som var med å gi variasjon i enkelte ruter. Videre gjenkartlegging og analyser vil være viktig for å kunne undersøke hvordan artsantall og -komposisjon påvirkes av fremtidige menneskeskapte arealpåvirkninger og klima. Ved å måle andre faktorer som kan påvirke invaderbarhet og endring i artskomposisjon, for eksempel faktorer knyttet til vekstforhold som naturtyper, soleksponering og fuktighetsgradient, kan man tette kunnskapshull som angår forklaring av modellenes variasjon. Dette kan gi oss riktig kunnskap for å sette inn gode og velfungerende forvaltningstiltak.

Litteraturliste

- Archer, S. R. & Predick, K. I. (2008). Climate Change and Ecosystems of the Southwestern United States. *Rangelands*, 30 (3): 23-28. doi: 10.2111/1551-501X(2008)30[23:CCAEOT]2.0.CO;2.
- Artsdatabanken. (2023a). *Hva er en fremmedart?* Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Pages/339553/Hva_er_en_fremmed_art (lest 05.04.2023).
- Artsdatabanken. (2023b). *Risikokategorier og kriterier. Fremmede arter i Norge - med økologisk risiko 2023.* Tilgjengelig fra: https://artsdatabanken.no/Pages/342811/Risikokategorier_og_kriterier (lest 05.04.2023).
- Barbosa, N. P. U., Fernandes, G. W., Carneiro, M. A. A. & Júnior, L. A. C. (2010). Distribution of non-native invasive species and soil properties in proximity to paved roads and unpaved roads in a quartzitic mountainous grassland of southeastern Brazil (rupestrian fields). *Biological Invasions*, 12: 3745-3755. doi: 10.1007/s10530-010-9767-y.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. (2015). Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67 (1): 1-48. doi: 10.18637/jss.v067.i01.
- Berger, S., Söhlke, G., Walther, G. R. & Pott, R. (2007). Bioclimatic limits and range shifts of cold-hardy evergreen broad-leaved species at their northern distributional limit in Europe. *Phytocoenologia*, 37 (4): 523-539. doi: 10.1127/0340-269X/2007/0037-0523.
- Bevans, R. (2023). *Akaike Information Criterion | When & How to Use It (Example).* Tilgjengelig fra: <https://www.scribbr.com/statistics/akaike-information-criterion/> (lest 30.01.2024).
- Blaalid, R., Often, A., Magnussen, K., Olsen, S. L. & Westergaard, K. B. (2017). *Fremmede skadelige karplanter – Bekjempelsesmetodikk og spredningshindrende tiltak.* NINA Rapport 1432. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m906/m906.pdf> (lest 20.04.2023).
- Bradley, B. A., Blumenthal, D. M., Wilcove, D. S. & Ziska, L. H. (2010). Predicting plant invasions in an era of global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 25 (5): 310-318. doi: 10.1016/j.tree.2009.12.003.
- Chornesky, E. A. & Randall, J. M. (2003). The Threat of Invasive Alien Species to Biological Diversity: Setting a Future Course. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 90 (1): 67-76. doi: 10.1139/a11-020.
- Colautti, R. I., Grigorovich, I. A. & MacIsaac, H. J. (2006). Propagule Pressure: A Null Model for Biological Invasions. *Biological Invasions*, 8 (5): 1023-1037. doi: 10.1007/s10530-005-3735-y.
- Dainese, M., Aikio, S., Hulme, P. E., Bertolli, A., Prosser, F. & Marini, L. (2017). Human disturbance and upward expansion of plants in a warming climate. *Nature Climate Change*, 7 (8): 577-580. doi: 10.1038/nclimate3337.

- Davis, M. A., Grime, J. P. & Thompson, K. (2000). Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88 (3): 528-534. doi: 10.1046/j.1365-2745.2000.00473.x.
- Davis, M. A., Thompson, K. & Grime, J. P. (2005). Invasibility: the Local mechanism driving community assembly and species diversity. *Ecography*, 28 (5): 696 – 704. doi: 10.1111/j.2005.0906-7590.04205.x.
- Dillis, C., Marshall, A. J. & Rejmánek, M. (2017). Change in disturbance regime facilitates invasion by *Bellucia pentamera* Naudin (Melastomataceae) at Gunung Palung National Park, Indonesia. *Biological Invasions*, 19 (4): 1329-1337. doi: 10.1007/s10530-016-1345-5.
- Elmendorf, S. C. & Harrison, S. P. (2009). Temporal variability and nestedness in California grassland species composition. *Ecology*, 90 (6): 1492-1497. doi: 10.1890/08-1677.1.
- Emery, S. M. (2010). *Succession: A Closer Look*. Tilgjengelig fra: <https://www.nature.com/scitable/knowledge/library/succession-a-closer-look-13256638/> (lest 02.04.2023).
- Endrestøl, A., Jacobsen, R. M., Magnussen, K., Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Hanberg, Ø. N., Hanssen, O., Majaneva, M. A. M. & Navrud, S. (2020). *Tidlig oppdagelse av fremmede arter - om å finne nåla i høystakken*. NINA Fakta 1-2020. 2 s. Tilgjengelig fra: https://brage.nina.no/nina-xmlui/bitstream/handle/11250/2650747/2020_1.pdf?sequence=1&isAllowed=y (lest 10.04.2023).
- Endrestøl, A., Andreasen, M., Brandsegg, H., Davey, M., Fossøy, F., Jacobsen, R. M. & Åström, J. (2023). *Tidlig oppdagelse av nye landlevende fremmede arter*. NINA Rapport 2197. Norsk institutt for naturforskning. Tilgjengelig fra: <https://brage.nina.no/nina-xmlui/handle/11250/3057350> (lest 10.04.2023).
- Europakommisjonen. (2021). *Report from the Commission to the European Parliament and Council on the review of the application of Regulation (EU) of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species*. Rapport 1143/2014. Tilgjengelig fra: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52021DC0628&qid=1647839422687> (lest 30.11.2023).
- Facon, B., Genton, B. J., Shykoff, J., Jarne, P., Estoup, A. & David, P. (2006). A general eco-evolutionary framework for understanding bioinvasions. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (3): 130-135. doi: 0.1016/j.tree.2005.10.012.
- Finch, D. M., Butler, J. L., Runyon, J. B., Fettig, C. J., Kilkenny, F. F., Jose, S., Frankel, S. J., Cushman, S. A., Cobb, R. C., Dukes, J. S., et al. (2021). Effects of Climate Change on Invasive Species. *Springer, Cham*: 57–83. doi: 10.1016/j.scitotenv.2024.172089.
- Floistad, I. S., Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vøllering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023). *Planter: Vurdering av høstberberis *Berberis thunbergii* for Fastlands-Norge med havområder*. *Fremmedartslista 2023*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2622> (lest 20.03.2024).

- Fox, J. & Weisberg, S. (2019). *An R Companion to Applied Regression*. 3 utg. Thousand Oaks CA: Sage. Tilgjengelig fra: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/> (lest 03.09.2023).
- Fremstad, E., Norderhaug, A. & Myking, T. (2005). *Endringer i norsk flora*. Trondheim: Direktoratet for naturforvaltning. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/dirnat2/attachment/1052/utredning-2005-6-endringer-i-norsk-flora.pdf> (lest 13.02.2024).
- Funk, J. L., Standish, R. J., Stock, F. V. & Valladares, F. (2016). Plant functional traits of dominant native and invasive species in mediterranean-climate ecosystems. *Ecology*, 97 (1): 75-83. doi: 10.1890/15-0974.1.
- Gallien, L. & Carboni, M. (2016). The community ecology of invasive species: where are we and what's next? *Ecography*, 40 (2): 335-352. doi: 10.1111/ecog.02446.
- Gederaas, L., Moen, T. L., Skjelseth, S. & Larsen, L. K. (2012). *Fremmede arter i Norge - med norsk svarteliste 2012*. Trondheim: Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: https://www.artsdatabanken.no/Files/13964/Fremmede_arter_i_Norge_med_norsk_svarteliste_2012 (lest 12.04.2023).
- Geonorge. (u.å.). *Norge i bilder WMS-Prosjekt*. Tilgjengelig fra: <https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/norge-i-bilder-wms-prosjekt/77785340-1208-4fe8-9afd-00b83c6f5e93> (lest 21.04.2023).
- Gioria, M., Hulme, P. E., Richardson, D. M. & Pyšek, P. (2023). Why Are Invasive Plants Successful? *Annual Review of Plant Biology*, 74: 653-670. doi: 10.1146/annurev-arplant-070522-071021.
- Godfree, R. C. & Murray, B. R. (2014). Invasive Species: Plants. I: Van Alfen, N. K. (red.) *Encyclopedia of Agriculture and Food Systems*, s. 66-77. Oxford: Academic Press.
- Google. (u.å.). *Google street view*. Tilgjengelig fra: <https://www.google.com/maps> (lest 10.08.2023).
- Hartig, F. (2022). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. R package. (Versjon 0.4.6). Programvare. Tilgjengelig fra: <http://florianhartig.github.io/DHARMA/> (lest 03.09.2023).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023a). *Planter: Vurdering av blankmispel Cotoneaster lucidus for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2931> (lest 20.03.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023b). *Planter: Vurdering av bulkemispel Cotoneaster bullatus for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2927> (lest 20.03.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023c). *Planter: Vurdering av dielsmispel Cotoneaster dielsianus for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023*. Artsdatabanken. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2925>.

- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023d). *Planter: Vurdering av hvitdodre Berteroa incana for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. . Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2610> (lest 02.04.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023e). *Planter: Vurdering av hønsehirse Echinochloa crus-galli for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. . Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/3058> (lest 02.04.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023f). *Planter: Vurdering av russekål Bunias orientalis for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2679> (lest 02.04.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023g). *Planter: Vurdering av sprikemispel Cotoneaster divaricatus for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/2924> (lest 20.03.2024).
- Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023h). *Planter: Vurdering av ugrasmjølke Epilobium ciliatum subsp. ciliatum for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/3074> (lest 02.04.2024).
- Horvitz, C. C., Pascarella, J. B. & Hofstetter, R. H. (1998). Functional roles of invasive non-indigenous plants in hurricane-affected subtropical hardwood forests. *Ecological Applications*, 8 (4): 947-974. doi: 10.1890/1051-0761(1998)008[0947:FROINI]2.0.CO;2.
- Hou, Q. Q., Chen, B. M., Peng, S. L. & Chen, L. Y. (2014). Effects of extreme temperature on seedling establishment of nonnative invasive plants. *Biological Invasions*, 16 (10): 2049-2061. doi: 10.1007/s10530-014-0647-8.
- Hulme, P. E. & Bernard-Verdier, M. (2017). Comparing traits of native and alien plants: Can we do better? *Functional Ecology*, 31 (1): 117-125. doi: 10.1111/1365-2435.12982.
- Huston, M. A. (2004). Management strategies for plant invasions: manipulating productivity, disturbance, and competition. *Diversity and Distributions*, 10 (3): 167-178. doi: 10.1111/j.1366-9516.2004.00083.x. .
- Jacobsen, R. M., Åström, J., Endrestøl, A., Blaaid, R., Fossøy, F., Often, A. & Sandercock, B. K. (2018). *Tidlig oppdagelse og varsling av nye fremmede arter i Norge. System for overvåking av fremmede terrestriske karplanter og insekter*. NINA Rapport 1569. Norsk institutt for naturforskning. Tilgjengelig fra: <http://hdl.handle.net/11250/2575776>.
- Jacobsen, R. M., Endrestøl, A., M., D., Often, A., Andreasen, M., Laugsand, A. E., Sandercock, B. K., Fossøy, F. & Åström, J. (2020a). *Tidlig oppdagelse av nye*

- landlevende fremmede arter*. NINA Rapport 1914. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2711464> (lest 10.04.2023).
- Jacobsen, R. M., Endrestøl, A., Magnussen, K., Fossøy, F., Brandsegg, H., Davey, M., Handberg, Ø. N., Hanssen, O., Majaneva, M. A. M., Navrud, S., et al. (2020b). *Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter i Norge - Uttesting og videreutvikling av overvåkingsystem for fremmede terrestriske karplanter og insekter*. NINA Rapport 1729. Tilgjengelig fra: <https://hdl.handle.net/11250/2650766> (lest 10.04.2023).
- Kalusová, V., Chytrý, M., Kartesz, J. T., Nishino, M. & Pyšek, P. (2012). Where do they come from and where do they go? European natural habitats as donors of invasive alien plants globally. *Diversity and Distributions*, 19 (2): 119-214. doi: 10.1111/ddi.12008.
- Kempel, A., Chrobocka, T., Fischera, M., Rohr, R. P. & van Kleunen, M. (2013). Determinants of plant establishment success in a multispecies introduction experiment with native and alien species. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 110 (31): 12727-12732. doi: 10.1073/pnas.1300481110.
- Langmaier, M. & Lapin, K. (2020). A Systematic Review of the Impact of Invasive Alien Plants on Forest Regeneration in European Temperate Forests. *Frontiers in Plant Science*, 11: 524969. doi: 10.3389/fpls.2020.524969.
- Lockwood, J. L., Hoopes, M. F. & Marchetti, M. P. (2007). *Invasion Ecology*. 1 utg. Malden, Massachusetts: Blackwell Publ.
- Lonsdale, W. M. (1999). Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology*, 80 (5): 1522-1536. doi: 0.1890/0012-9658(1999)080[1522:GPOPIA]2.0.CO;2.
- NINA. (u.å.). *Tidlig oppdagelse av nye fremmede arter*. Tilgjengelig fra: <https://www.nina.no/tidligvarsling> (lest 10.04.2023).
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., et al. (2022). *_vegan: Community Ecology Package_ R package*. (Versjon 2.6-4). Programvare. Tilgjengelig fra: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (lest 03.09.2023).
- Olsen, S. L., Jens, Å., Hendrichsen, D., Bjerke, J. W., Blaalid, R., Töpper, J. & Bakkestuen, V. (2017). *Fremmede karplanter i Norge: modellering av introduksjonsområder og nåværende utbredelse*. NINA Rapport 1393. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m840/m840.pdf> (lest 15.04.2023).
- QGIS Development Team. (2023). *QGIS Geographic Information System* (Versjon 3.28.4-Firenze). Programvare. Tilgjengelig fra: <https://qgis.org> (lest 01.08.2023).
- Rejmánek, M. & Pitcairn, M. J. (2002). When is eradication of exotic pest plants a realistic goal? I: Veitch, C. R. & Clout, M. N. (red.) *Turning the Tide: The Eradication of Island Invasives*, s. 249-253. Gland og Cambridge: IUCN SSC Invasive Species Specialist Group.
- RStudio Team. (2020). *RStudio: Integrated Development Environment for R*. RStudio, PBC, Boston, MA. (Versjon 2023.09.1+494). Programvare. Tilgjengelig fra: <https://www.rstudio.com/> (lest 16.03.2023).
- Skaland, R. G., Colleuille, H., Andersen, A. S. H., Mamen, J., Grine, L., Tajet, H. T. T., Lundstad, E., Sidselrud, L. F., Tunheim, K., Hansen-Bauer, I., et al. (2019).

- Tørkesommeren 2018*. Rapport fra Meteorologisk institutt 14/2019. Tilgjengelig fra: https://www.met.no/sokeresultat/_attachment/inline/79b0117d-39b0-4017-bc70-be126e46a733:98ec5c085e3d8ddc04f158cda767c676b6fbc142/T%C3%B8rkesommeren%202018.pdf (lest 14.04.2024).
- Skarpaas, O., Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J. & Westergaard, K. B. (2023a). *Planter: Vurdering av buskhyll Sambucus racemosa for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/1070> (lest 02.04.2024).
- Skarpaas, O., Hegre, H., Solstad, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J. & Westergaard, K. B. (2023b). *Planter: Vurdering av rynkerose Rosa rugosa for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/552> (lest 02.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023a). *Planter: Vurdering av fagerfredløs Lysimachia punctata for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/527> (lest 02.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023b). *Planter: Vurdering av gullregn Laburnum anagyroides for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/371> (lest 02.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023c). *Planter: Vurdering av hagelupin Lupinus polyphyllus for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/458> (lest 02.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023d). *Planter: Vurdering av legesteinkløver Melilotus officinalis for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/584> (lest 02.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023e). *Planter: Vurdering av taggsalat Lactuca serriola for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <https://artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/370> (lest 02.04.2024).
- Solstad, H., Hegre, H., Alm, T., Fløistad, I. S., Pedersen, O., Schei, F. H., Vandvik, V., Vollering, J., Westergaard, K. B. & Skarpaas, O. (2023f). *Planter: Vurdering av tunbalderbrå Lepidotheca suaveolens for Fastlands-Norge med havområder. Fremmedartslista 2023. Artsdatabanken*. Tilgjengelig fra: <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023/541> (lest 02.04.2024).

- Stohlgren, T. J., Pyšek, P., Kartesz, J., Nishino, M., Pauchard, A., Winter, M., Pino, J., Richardson, D. M., Wilson, J., Murray, B. R., et al. (2013). Globalization Effects on Common Plant Species. I: Levin, S. A. (red.) *Encyclopedia of Biodiversity*, s. 700-706. Waltham: Academic Press.
- Vaverková, M. D., Paleologos, E., Adamcová, D., Podlasek, A., Pasternak, G., Cervenková, J., Skutník, Z., Koda, E. & Winkler, J. (2022). Municipal solid waste landfill: Evidence of the effect of applied landfill management on vegetation composition. *Waste Management & Research*, 40 (9): 1402-1411. doi: 10.1177/0734242X221079304.
- Vitousek, P. M. & Walker, L. R. (1989). Biological Invasion by *Myrica Faya* in Hawai'i: Plant Demography, Nitrogen Fixation, Ecosystem Effects. *Ecological Monographs*, 59 (3): 247-265. doi: doi.org/10.2307/1942601.
- Vitousek, P. M., Dantonio, C. M., Loope, L. L. & Westbrooks, R. (1996). Biological invasions as global environmental change. *American Scientist*, 84 (5): 468-478.
- Walck, J. L., Hidayati, S. N., Dixon, K. W., Thompson, K. & Poschlod, P. (2010). Climate change and plant regeneration from seed. *Global Change Biology*, 17 (6): 2145-2161. doi: 10.1111/j.1365-2486.2010.02368.x.

Vedlegg

Vedlegg 1: Gjennomsnittlig areal (m²) av de ulike forklaringsvariablene fordelt på kartleggingsårene 2019-2022.

	2019	2020	2021	2022	Totalt
Nedbygging	10035	8405	11265	6946	36650
Hogstflate	12093	5221	5797	9513	32623
Forstyrrelse	3901	1449	1659	2691	9700
Trafikkert område	3901	26076	16354	7643	53974
Tømmerbehandling	34012	33412	17657	26503	111584
Avfallsanlegg	33650	12772	0	26541	72963
Totalt	97591	87335	52731	79836	

Vedlegg 2: Antall arter registrert per rute og gjennomsnittlig antall arter per rute for 2019.

Rute	NK	LO	PH	HI	SE	Totalt
Alnabru	0	0	6	2	16	24
Borregaard	0	0	3	2	12	17
Drammen_havn	0	2	5	5	16	28
Follestad	0	2	13	4	10	29
Grytnes	0	1	4	3	13	21
Husvik	0	1	7	3	14	25
Kalnes	0	0	1	0	15	16
Kjelsås	0	1	1	4	8	14
Konnerud	0	1	6	3	17	27
Konnerud_skole	0	1	1	0	10	12
Lofterød	0	1	8	6	21	36
Mjøndalen	0	6	15	3	25	49
Presterødkilen	0	0	1	2	18	21
Rolvøy	1	0	4	2	8	15
Skillebekk	0	4	1	4	15	24
Slagentangen_I	0	0	1	1	6	8
Solgård_II	0	5	4	2	12	23
Sætre	0	0	3	1	18	22
Tofte	0	2	8	4	22	36
Torp	0	1	6	2	13	22
Gjennomsnittlig per rute						23

Vedlegg 3: Antall arter registrert per rute og gjennomsnittlig antall arter per rute for 2020.

Rute	NK	LO	PH	HI	SE	Totalt
Borregaard	0	2	5	3	13	23
Dal	0	0	1	0	13	14
Fjordparken	0	1	1	4	17	23
Gjerrebogen	0	5	7	6	23	41
Gullhaug	0	1	1	2	15	19
Herøya	0	0	3	4	16	23
Hoppern	0	1	3	3	12	19
Hvalsbakken	0	2	3	5	11	21
Hyggen	0	0	3	1	14	18
Kirkebygda	0	0	1	1	11	13
Maura	0	2	5	1	10	18
Mile	0	0	1	4	12	17
Omborsnes	0	0	2	1	11	14
Plantasjen	0	1	1	0	1	3
Råholt	0	1	0	1	8	10
Skjerkøya	0	0	6	0	16	22
Slagentangen_II	0	0	5	2	8	15
Solgård_III	0	4	3	2	16	25
Spikkestad	0	1	1	1	8	11
Sundbyfoss1268	0	0	1	0	8	9
Sundbyfoss853	0	1	4	2	8	15
Svelvik	0	2	5	0	11	18
Tofte	0	0	7	3	17	27
Tønsberg	0	0	2	4	12	18
Øra	0	4	4	5	15	28
Gjennomsnittlig per rute						19

Vedlegg 4: Antall arter registrert per rute og gjennomsnittlig antall arter per rute for 2021.

Rute	NK	LO	PH	HI	SE	Totalt
Asker	0	1	2	2	14	19
Brekke	0	0	3	0	13	16
Bugårdstoppen	0	3	8	5	21	37
Elgfaret	0	0	4	2	20	26
Engebråten_II	0	0	7	4	17	28
Fornebu_II	0	0	5	4	12	21
Framnes	0	2	7	2	21	32
Gaustad_II	0	2	6	5	9	22
Heistad	0	0	5	2	16	23
Helgeroa	0	0	1	1	13	15
Hjertnesskogen	0	2	2	2	12	18
Kastet	0	0	4	2	12	18
Kleva	0	2	2	3	14	21
Kråkstad	0	1	3	4	19	27
Langesund	0	0	3	1	21	25
Midtås	0	2	1	3	8	14
Sauøya	0	0	3	0	5	8
Slemmestad	0	0	5	4	14	23
Svartskog	0	0	1	4	14	19
Tofte_III	0	5	8	3	16	32
Toppenhaug	0	0	4	1	12	17
Tyrhjellåsen	0	0	0	0	9	9
Vollene	0	0	3	0	6	9
Øra	1	3	10	4	18	36
Ås	0	3	2	3	17	25
Gjennomsnittlig per rute						22

Vedlegg 5: Antall arter registrert per rute og gjennomsnittlig antall arter per rute for 2022.

Rute	NK	LO	PH	HI	SE	Totalt
Alnabru	0	1	4	3	14	22
Borregaard	0	4	7	3	14	28
Engersand	0	0	3	3	11	17
Follestad	1	6	10	3	17	37
Grytnes	0	2	3	1	12	18
Husvik	0	0	2	0	5	7
Kalnes	0	0	2	0	16	18
Kjelsås	0	0	0	3	8	11
Konnerud	0	1	1	1	5	8
Konnerud_skole	0	1	3	0	8	12
Lofterød	0	0	7	2	14	23
Lysthusåsen	0	0	5	6	12	23
Mjøndalen	0	1	7	1	9	18
Ovenstadlia	0	0	2	0	2	4
Presterødkilen	0	3	4	0	13	20
Rolvsøy	0	1	1	1	8	11
Skillebekk	0	2	3	4	10	19
Slagentangen_III	0	0	4	0	5	9
Solgård_II	0	1	7	3	17	28
Solhaug	0	1	5	2	17	25
Sætre	0	0	3	0	21	24
Tofte	0	0	5	3	19	27
Torp	0	0	5	1	12	18
Trollstein	0	0	2	1	6	9
Unneberg	0	0	3	0	6	9
Gjennomsnittlig per rute						18

Vedlegg 6: Estimat, standardfeil, z-verdi, p-verdi og signifikans fra lineære miksede modeller for artsantall fremmede planter i rutene kartlagt i 2019, 2020, 2021 og 2022.

		Estimat	Std.feil	t-verdi	p-verdi
Hovedkategorier	(Intercept)	14,01	1,58	8,86	0,000
	Arealendring	0,48	0,19	2,51	0,012
	Spredningskilde	0,17	0,05	3,46	< 0,001
	Minimumstemperatur vinter	-0,49	0,18	-2,71	0,007
Underkategorier	(Intercept)	14,47	1,48	9,77	0,00
	Avfallsanlegg	0,29	0,08	3,41	< 0,001
	Forstyrrelse	2,68	0,76	3,50	< 0,001
	Nedbygging	0,40	0,19	2,15	0,032
	Minimumstemperatur vinter	-0,41	0,18	-2,30	0,022

Vedlegg 7: Antall arter registrert i kartleggingsårene 2019-2022 innenfor risikokategoriene ingen kjent risiko (NK), lav risiko (LO), potensielt høy risiko (PH), høy risiko (HI) og svært høy risiko (SE).

År	HI	LO	NK	PH	SE	Totalt antall arter
2019	21	22	1	40	55	139
2020	20	22	0	29	54	125
2021	21	20	1	36	54	132
2022	18	20	0	36	52	126

Vedlegg 8: Frihetsgrader (df), varians, F-verdier og p-verdier fra permutasjonstesten av forklaringsvariablene fra modellen for artskomposisjon av fremmede planter i 2019 og 2022 med hovedkategorier av arealendringer.

Forklaringsvariabler	Df	Varians	F-verdier	p-verdier
År	1	0,030	3,06	0.001
Rute	27	0,482	1,85	0.002
Arealendring	1	0,010	1,07	0.321
Spredningskilde	1	0,009	0,91	0.648
min_temp_vinter	1	0,013	1,35	0.040
gjsn_temp_sommer	1	0,010	1,07	0.328
Residual	12	0,116		

Vedlegg 9: Variasjon forklart av modellen med hovedkategorier for artskomposisjon, der andel forklart variasjon viser den prosentvise forklaringen i modellen.

	Variasjon	Andel forklart variasjon
Totalt	0,670	1,000
Forklart av modellen	0,554	0,827
Uforklart	0,116	0,173

Vedlegg 10: Frihetsgrader (df), varians, F-verdier og p-verdier fra permutasjonstesten av forklaringsvariablene fra modellen for artskomposisjon av fremmede planter i 2019 og 2022 med hovedkategorier av arealendringer der rute er fjernet som forklaringsvariabel.

Forklaringsvariabler	Df	Varians	F-verdier	p-verdier
Nedbygging	1	0,020	1,32	0,048
År	1	0,030	2,03	0,001
min_temp_vinter	1	0,012	0,82	0,857
Residual	41	0,608	0,91	

Vedlegg 11: Variasjon forklart av modellen med underkategorier for artskomposisjon der rute er fjernet som forklaringsvariabel. Andel forklart variasjon viser den prosentvise forklaringen i modellen.

	Variasjon	Andel forklart variasjon
Totalt	0,670	1,000
Forklart av modellen	0,062	0,092
Uforklart	0,608	0,908



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

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway